

INSTITUTO CHICO MENDES
DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE



LIVRO VERMELHO

DA FAUNA BRASILEIRA AMEAÇADA DE EXTINÇÃO

VOLUME II – MAMÍFEROS

2018

Presidente da República

Michel Temer

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

Ministro

Edson Duarte

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Presidente

Paulo Henrique Marostegan e Carneiro

Diretor de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade

Marcelo Marcelino de Oliveira

The image is a close-up, macro shot of animal fur, likely from a mammal. The fur is dense and has a mix of dark brown and lighter, golden-brown tones. A dark brown horizontal band runs across the middle of the image, containing the word "MAMÍFEROS" in white, serif, all-caps font. The fur on the right side of the band appears slightly more illuminated or has a different texture than the fur on the left.

MAMÍFEROS

Coordenadora Geral de Estratégias para Conservação

Rosana Junqueira Subirá

Coordenadora do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos – CMA

Fabia de Oliveira Luna

Coordenador do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros - CENAP

Ronaldo Gonçalves Morato

Coordenador do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros - CPB

Leandro Jerusalinsky

Coordenador do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas – CECAV

Jocy Brandão

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
Coordenação Geral de Estratégias para Conservação

LIVRO VERMELHO

DA FAUNA BRASILEIRA AMEAÇADA DE EXTINÇÃO

VOLUME II – MAMÍFEROS

ICMBio
Brasília
2018

**Coordenadora Geral de Estratégias
para Conservação**

Rosana Junqueira Subirá

Equipe executora

**Coordenação de Avaliação do Estado de
Conservação da Biodiversidade**

Rosana Junqueira Subirá

Amanda Galvão

Carlos Eduardo Guidorizzi de Carvalho

Drielle dos Santos Martins

Estevão Carino Fernandes de Souza

Julia Borges Feliciano de Lima

Juliana Bosi de Almeida

Leonardo Gonçalves Tedeschi

Marina Palhares de Almeida

Mônica Brick Peres

Ugo Eichler Vercilo

Projeto Gráfico

Amanda Galvão

Rosana Junqueira Subirá

Wagner Ramirez

Ângela Ester Magalhães Duarte

Bruno Freitas de Paiva

Foto capa

Whaldener Endo

Equipe de elaboração desta publicação

Rosana Junqueira Subirá

Amanda Galvão

Carlos Eduardo Guidorizzi de Carvalho

Ana Hermínia Simões de Bello Soares

Drielle dos Santos Martins

Fernanda Aléssio Oliveto

Gabriela Leonhardt

Lara Gomes Cortês

Mayra Pimenta

Omolabake Alhambra Silva Arimoro

Tamilis Rocha Silva

Tiago Castro Silva

Verônica de Novaes e Silva

L788 Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos / --
1. ed. -- Brasília, DF : ICMBio/MMA, 2018.
7 v. : il.

Conteúdo: v.1. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (impresso);
v.2. Mamíferos - v.3. Aves - v.4. Répteis - v.5. Anfíbios - v.6. Peixes - v.7.
Invertebrados (Pencard).

1. Fauna em extinção - Brasil. 2. Animais silvestres - Brasil. 3. Espécies ameaçadas.
4. monitoramento da fauna. 5. Biodiversidade 6. Conservação ambiental. I. Instituto
Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. II. Título.

CDU: 330.524:504.74.052(81)
CDD: 333.95420981

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
EQSW 103/104, Bloco “C”, Complexo Administrativo - Setor Sudoeste.
CEP: 70670-350 - Brasília - DF.

Coordenadores de Táxon

Didelphimorphia

Rogério Vieira Rossi (UFMT)

Lena Geise (UERJ)

Pilosa e Cingulata

Flávia Regina Miranda (UFMG)

Perissodactyla

Emília Patrícia Medici (IPÊ)

Artiodactyla

Alexine Keuroghlian (Projeto Queixada)

Arnaud Léonard Jean Desbiez (Royal Zoological Society of Scotland, UK)

José Maurício Barbanti Duarte (UNESP)

Mamíferos Aquáticos (Sirenia, Cetaceae, Otariidae e Phocidae)

Vera Maria Ferreira da Silva (INPA)

Primates

Fabiano Rodrigues de Melo (UFG)

Liza Maria Veiga† (MPEG)

Marcos de Souza Fialho (ICMBio/CPB)

Carnivora (Canidae, Felidae, Mephitidae, Mustelidae e Procyonidae)

Beatriz de Mello Beisiegel (ICMBio/CENAP)

Rogério Cunha de Paula (ICMBio/CENAP)

Rose Lilian Gasparini Morato (ICMBio/CENAP)

Chiroptera

Jorge Luiz do Nascimento (ICMBio)

Ludmilla Moura de Souza Aguiar (UnB)

Enrico Bernard (UFPE)

Rodentia e Lagomorpha

Cibele Rodrigues Bonvicino (INCA)

Paulo Sergio D'Andrea (FIOCRUZ)

Didelphimorphia, Artiodactyla, Perissodactyla, Carnivora (Canidae, Felidae, Mephitidae, Mustelidae e Procyonidae), Rodentia e Lagomorpha

Equipe Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros - CENAP

Beatriz de Mello Beisiegel - **Ponto Focal**

Livia de Almeida Rodrigues - **Ponto Focal**

Elildo Alves Ribeiro Carvalho Jr.

Francisco Chen de Araújo Braga

Lilian Bonjorne de Almeida

Silvia Neri Godoy

Primates, Pilosa e Cingulata

Equipe Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros - CPB

Amely Branquinho Martins - **Ponto Focal**

André Chein Alonso

Camila Crispim Muniz

Diógenes Augusto Ramos Filho

Emanuella Félix Moura

Ivy Nunes dos S. Lima

Kena Ferrari Moreira da Silva

Marcos de Souza Fialho

Taíssa Régis dos Santos

Mamíferos Aquáticos – Sirenia, Cetacea, Otariidae e Phocidae

Equipe Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos – CMA

José Martins da Silva Júnior - **Ponto Focal**

Cristiane Albuquerque

Jesuína Maria da Rocha

Sérgio Carvalho Moreira

Chiroptera

Equipe Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas – CECAV

Rita de Cássia Surrage de Medeiros - **Ponto Focal**

Fernanda Voietta Pinna Maniglia

Carlos Abs da Cruz Bianchi

Rodrigo Ranulpho da Silva

Especialistas participantes do processo de avaliação

Didelphimorphia

Alexandre Ramlo Torre Palma – UFPB
Ana Cláudia Delciellos – UFRJ
Ana Cristina Mendes de Oliveira – UFPA
Ana Paula Carmignotto – UFSCAR
Cláudia Regina da Silva – IEPA
Daniel de Brito Candido da Silva – UFG
Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho – UFPR
Geruza Leal Melo – UFMS
Jonas Sponchiado – UFSM
Jorge Cherém – CAIPORA
Leandro Perez Godoy – ESALQ
Lena Geise – UERJ
Leonardo Guimarães Lessa – UFVJM
Leonora Pires Costa – UFES
Maria Nazareth Ferreira da Silva – INPA
Manoela Borges – INPA
Paulo Henrique Asfora Lopes Peres – UFPE
Rafael Leite – Brigham Young University, EUA
Renata Pardini – USP
Rogério Vieira Rossi – UFMT

Pilosa e Cingulata

Adriana Bocchiglieri – UFS
Adriano Garcia Chiarello – USP
Alessandra Bertassoni – UNESP
Claudia Bueno de Campos – Instituto Pró- Carnívoros
Fábio Röhe – WCS
Fenanda Góss Braga – Bio situ Projetos e Estudos Ambientais Ltda
Flávia Regina Miranda – UFMG
Gileno Antônio Araújo Xavier – UFRPE
Guilherme Henrique Braga de Miranda – Departamento de Polícia Federal
Guilherme de Miranda Mourão – EMBRAPA Pantanal
Guillermo Pérez-Jimeno – autônomo
Jociel Ferreira Costa – IFMA
José Abílio Barros Ohana – MPEG
Kena Ferrari Moreira da Silva – UESC
Luciana Surita Macedo – SEBRAE/RR
Marcelo Lima Reis – ICMBio
Maria Eugenia Laurito Summa – SVMA
Mariana de Andrade Faria-Corrêa – Simbiota Consultoria Ambiental Ltda
Maria Nazareth Ferreira da Silva – INPA
Nadia de Moraes Barros – Universidade do Porto, Portugal
Nina Attias – UFMS
Renata Bocorny de Azevedo – ICMBio/CPB
Sérgio Maia Vaz – MN/UFRJ
Sonia Cristina da Silva Belentani – FAPESP
Teresa Cristina da Silveira Anacleto – UNEMAT

Thiago Philipe de Camargo e Timo – UFSCAR

Wagner Augusto Fischer – MCTI

Artiodactyla e Perissodactyla

Adriane Aparecida de Moraes – INPA

Alexandre Vogliotti – UNILA

Alexine Keuroghlian – Projeto Queixada

Allyson Koester – NUPECCE

Andressa Gatti – UFES

Antonio Rossano Mendes Pontes – UFPE

Arnaud Léonard Jean Desbiez – Royal Zoological Society of Scotland, Reino Unido

Claudia Bueno de Campos – Instituto Pró- Carnívoros

Cristina Farah de Tófoli – IPÊ

Edsel Amorim Moraes Júnior – Instituto Biotrópicos

Emília Patrícia Medici – IPÊ

Eveline dos Santos Zanetti – UNESP

Fernanda Cavalcanti de Azevedo – Programa de Conservação dos Mamíferos do Cerrado

Fernanda Goss Braga – Bio situ Projetos e Estudos Ambientais Ltda

Gabriela Medeiros de Pinho – INPA

Hernani Gomes da Cunha Ramos – NUPECCE

José Luiz Passos Cordeiro – FIOCRUZ

José Manuel Vieira Fragoso – Stanford University, EUA

José Maurício Barbanti Duarte – UNESP

Kevin Michael Flesher – Reserva Ecológica Michelin

Liliani Marília Tiepolo – UFPR

Marcelo Mazzolli – Projeto Puma

Márcio Leite de Oliveira – UNESP

Marcos Adriano Tortato – CAIPORA

Maria Nazareth Ferreira da Silva – INPA

Mauro Galetti – UNESP

Mônica Aragona – UFMT

Paulo Rogério Mangini – IPÊ

Tarcísio da Silva Santos Júnior – Consultor PNUD/OPAN

Ubiratan Pioveza – EMBRAPA

Vanessa Veltrini Abril – NUPECCE

Sirenia, Cetacea, Otariidae e Phocidae

Admilson Stephano – ICMBio

Alexandre de Freitas Azevedo – UERJ

Alexandre Novaes Zerbini – Instituto Aqualie

Aline Boutros de Mello – Instituto Oceanográfico – USP

Andre Silva Barreto – UNIVALI

Andréa Martins Cantanhede – UFMA

Anthony Richard Martin – SMRU

Artur Andriolo – UFJF

Ana Carolina Meirelles – Aquasis

Ana Bernadete Lima Fragoso – UERN

Camila Domit – UFPR

Carla Carneiro Marques – ICMBio/CMA

Claryana Araújo – UFG

Claudia Rocha-Campos – ICMBio/CECAT
Daniel Danilewicz - GEMARS
Daniella de Castro Fettuccia – INPA
Diogo Alexandre de Souza – INPA
Eduardo Resende Secchi – FURG
Fábia de Oliveira Luna – ICMBio/CMA
Fernanda Löffler Niemeyer Attademo – UFRPE
Fernando César Webber Rosas – INPA
Flávio José de Lima Silva – UFRN
Haydée Andrade Cunha – UFRJ
Heidi Luz Bonifácio – UFT
Helio Kinast Cruz Secco – UFLA
Ignácio Benites Moreno – UFRGS
Inês de Lima Serrano – ICMBio/CMA
Isabel Manhães Reis – INPA
Izeni Pires Farias – UFAM
Jailson Fulgencio de Moura – Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, Alemanha
Jesuína Maria da Rocha – Instituto Aqualie
José Martins da Silva Júnior – ICMBio/CMA
José Lailson Brito – UERJ
Juliana Machado Ferreira – USP
Juliana Rodrigues Moron – UFJF
Karina Rejane Groch – Projeto Baleia Franca
Larissa Rosa de Oliveira – UNISINOS
Leandra Regina Gonçalves – USP
Luciano Dalla Rosa – FURG
Luciano Raimundo Alardo Souto – PZBGV
Márcia Helena Engel Coitinho – Instituto Baleia Jubarte
Marcos César de Oliveira Santos – USP
Maria do Socorro Reis – Instituto Mamíferos Aquáticos
Marina Consuli Tischer – Centro Golfinho Rotador
Maurício Tavares – UFRGS
Milton César Calzavara Marcondes – Instituto Baleia Jubarte
Mônica Mathias Costa Muelbert – FURG
Natália dos Santos Mamede – UFJF
Neusa Renata Emin-Lima – MPEG
Nívia Aparecida Silva do Carmo – INPA
Paula Laporta – Proyecto Franciscana cetáceos, Uruguai
Paulo André de Carvalho Flores – ICMBio/CMA
Paulo Henrique Ott – UERGS
Paulo César de Azevedo Simões-Lopes – UFSC
Pedro Friedrich Fruet – Museu Oceanográfico Professor Eliézer de Carvalho Rios de Rio Grande
Priscila Izabel Alves Pereira de Medeiros – Centro Golfinho Rotador
Raisa Isabel Ramalho Leite Reis – Centro Golfinho Rotador
Renata Santoro de Sousa Lima Mobley – UFRN
Rita de Cássia De Carli – Centro Golfinho Rotador
Rodrigo de Souza Amaral – INPA
Salvatore Siciliano – FIOCRUZ
Sannie Muniz Brum – Instituto Piagaçu
Sarah Stutz Reis – UFJF

Sérgio Moreira Ramos –ICMBio/CEPTA
Shirley Pacheco Souza – Instituto Federal de São Paulo
Suzana Stutz Reis – UFJF
Tatiana Lemos Bisi – UERJ
Vera Maria Ferreira da Silva – INPA
Victor Fernando Volpato Pazin – ICMBio/CMA
Vitor Luz Carvalho – Aquasis
Waleska Gravena – INPA

Primates

Adriana Pereira Milagres – UFV
Alexandre Túlio Amaral Nascimento – IPÊ
Alcides Pissinatti – CPRJ/INEA
Amely Branquinho Martins – ICMBio/CPB
Ana Cristina Mendes de Oliveira – UFPA
Andréa Siqueira Carvalho – UERJ
André Chein Alonso – ICMBio/CPB
André de Almeida Cunha – UnB
André Hirsch – UFSJ
André Luis Ravetta – MPEG
Anthony Brome Rylands – CI, EUA
Armando Muniz Calouro – UFAC
Bianca Ingberman – IPeC
Brígida Gomes Fries – SVMA
Bruna Martins Bezerra – UFPE
Carlos Eduardo Guidorizzi de Carvalho – ICMBio
Carlos Ramon Ruiz – UENF
Christoph Knogge – IPÊ
Daniel Brito – UnB
Daniel da Silva Ferraz – UFV
Daniel Gomes Pereira – UERJ
Fabiano Rodrigues de Melo – UFG
Fábio Röhe – WCS
Felipe Ennes Silva – IDSM
Fernanda Pedreira Tabacow – Projeto Muriquis
Fernanda Pozzan Paim – IDSM
Fernando de Camargo Passos – UFPR
Gabriela Ludwig – ICMBio/CPB
Gustavo Rodrigues Canale – UFMT
Gerson Buss – ICMBio/CPB
Helder Lima de Queiroz – IDSM
Helena de Godoy Bergallo – UERJ
Igor Pfeifer Coelho – UFRGS
Isabel Bechara – UFRJ
Ítalo Martins da Costa Mourthé – PUCRS
Jean Philippe Boubli – INPA
Jéssica Lynch-Alfaro – University of California, EUA
João Marcelo Deliberador Miranda – UNICENTRO
João Pedro Souza-Alves – UFS
José Rímoli – UFMS

José de Sousa e Silva Júnior – MPEG
Juliana Gonçalves Ferreira – ICMBio
Juliana Nascimento Martins – Tecniflora Assessoria e Planejamento Ltda
Júlio César Bicca Marques – PUCRS
Leandro Jerusalinsky – ICMBio/CPB
Leandro Santana Moreira – CECO
Leonardo de Carvalho Oliveira – UFRJ
Leonardo Gomes Neves – IESB
Liliana Patricia Pinto – ICMBio/CEPAM
Liza Maria Veiga† – MPEG
Luciana Gosi Pacca – ICMBio
Marcelo Derzi Vidal – ICMBio
Márcio Port Carvalho – IF/SP
Marcos de Souza Fialho – ICMBio/CPB
Maria Adélia Borstelmann de Oliveira – UFRPE
Mariluce Rezende Messias – UFT
Maurício Talebi – UNIFESP, Campus Diadema
Milene Moura Martins – UNISA
Mônica Mafra Valença Montenegro – ICMBio/CPB
Paula Procopio de Oliveira – BIOMA Meio Ambiente
Paulo Thieres Pinto de Brito – Sertões Consultoria Ambiental e Assessoria
Renata Bocorny de Azevedo – ICMBio/CPB
Renato Richard Hilário – UFS
Ricardo Sampaio – ICMBio
Rodrigo Cambara Printes – UERGS
Rodrigo del Rio do Valle – UNIP
Rogério Grassetto Teixeira da Cunha – UNIFAL
Rosana Junqueira Subirá – ICMBio
Sandra Quadros Campos Ferreira – PUC Minas
Sandro Leonardo Alves – ICMBio
Valeska Martins da Silva – UNICRUZ
Waldney Pereira Martins – UNIMONTES
Wilson Roberto Spironello – INPA

Carnivora - Canidae, Felidae, Mephitidae, Mustelidae e Procyonidae

Antonio Rossano Mendes Pontes – UFPE
Beatriz de Mello Beisiegel – ICMBio/CENAP
Carlos Benhur Kasper – UNIVATES
Carolina Carvalho Cheida – IPeC
Caroline Leuchtenberger – INPA
Claudia Bueno de Campos – Instituto Pró-Carnívoros
Cláudia Rocha-Campos – ICMBio/CECAT
Dênis Aléssio Sana – Instituto Pró-Carnívoros
Diego Queirolo – Universidad de la República, Uruguai
Edsel Amorim Moraes Júnior – Instituto Biotrópicos
Edson de Souza Lima – Instituto Pró-Carnívoros
Emiliano Estercei Ramalho – IDSM
Erika Hingst-Zaher – Instituto Butantan
Fábio Machado – MZUSP
Fernando Cesar Cascelli Azevedo – UFSJ

Fernanda Cavalcanti de Azevedo – Programa de Conservação dos Mamíferos do Cerrado
Flávio Henrique Guimarães Rodrigues – UFMG
Francisco Chen de Araújo Braga – ICMBio/CENAP
Frederico Gemesio Lemos – UFG
Gitana Nunes Cavalcanti – Pró-Vida Brasil
Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz – ESALQ
Lilian Bonjorne de Almeida – ICMBio/CENAP
Livia de Almeida Rodrigues - ICMBio/CENAP
Manoel Ludwig da Fontoura Rodrigues – PUCRS
Mara Cristina Marques – FPZSP
Marcos Adriano Tortato – CAIPORA, Cooperativa para Conservação da Natureza
Maria Luísa Silva Pinto Jorge – Vanderbilt University, EUA
Maria Renata Pereira Leite Pitman – Duke University, EUA
Oldemar de Oliveira Carvalho Junior – Instituto Ekko
Peter Gransden Crawshaw Junior – ICMBio/CENAP
Renata Bornholdt – PUCRS
Ricardo Luís Pires Boulhosa – Instituto Pró- Carnívoros
Ricardo Sampaio – ICMBio
Rodrigo Pinto Silva Jorge – ICMBio
Rodrigo Teribele – UFMS
Rogério Cunha de Paula – ICMBio/CENAP
Ronaldo Gonçalves Morato – ICMBio/CENAP
Sandra Maria Cintra Cavalcanti – Instituto Pró-Carnívoros
Tadeu Gomes de Oliveira – UEMA
Vania Carolina Fonseca da Silva – IDSM
Walfrido Moraes Tomás – EMBRAPA

Chiroptera

Adarene Guimarães da Silva Motta – UERJ
Adriana Bocchiglieri – UFS
Adriana Ruckert da Rosa – Centro de Controle de Zoonoses/SP
Adriano Lúcio Peracchi – UFRRJ
Amanda Galvão – ICMBio
Ana Maria Rui – UFPel
Alice Francener Nogueira Gonzaga – UFG
Angelika Bredt – SES/DF
Crasso Paulo Bosco Breviglieri – UNESP
Daniel Paulo de Souza Pires – UFRGS
Daniel Santana Lorenzo Raíces – ICMBio
Darwin Dias Fagundes – Instituto Sauver
Emmanuel Messias Vilar Gonçalves da Silva – UFPB
Enrico Bernard – UFPE
Fábio Angelo Melo Soares – UFS
Fabrício Escarlata Tavares – ICMBio
Fernando Marques Quintela – UFRGS
Flávia Sibebe Foltran Fialho – ICMBio
Franciele Parreira Peixoto – UFG
Henrique Ortêncio Filho – UEM
Isaac Passos de Lima – UFRRJ
Isabel de Araujo Sbragia – UFS

Jorge Luiz do Nascimento – ICMBio
Júlio Ernesto Baumgarten – UESC
Larissa Pingret Mincaroni dos Santos – Instituto Sauver
Ludmilla Moura de Souza Aguiar – UnB
Luiz Augustinho Menezes da Silva – UFPE
Marcelo Aparecido Marques – UNIPAR
Marcelo de Moraes Weber – UFRJ
Marcelo Oscar Bordignon – UFMS
Marcelo Rodrigues Nogueira – UFRRJ
Marília Abero Sá de Barros – UFRN
Marlon Zortea – UFG
Marta Elena Fabian – UFRGS
Monik Oprea – UFG
Paloma Joana Albuquerque de Oliveira – UFPB
Paulo Estéfano Dineli Bobrowiec – INPA
Larissa Pingret Mincaroni dos Santos – Instituto Sauver
Pollyana Patricio-Costa – UFPR
Rafael Sales Bandeira – UFS
Raymundo José de Sá Neto – UESB
Ricardo Moratelli – FIOCRUZ
Rosane Vera Marques – UFRGS
Roseli Rodolfo da Silva – UFPE
Roxanne Cassiano Silva – UnB
Sandra Mara Milani Nishimura – UNIPAR
Shirley Seixas Pereira da Silva – IRV
Silvia Regina Ferreira – UEM
Stephen Ferrari – UFS
Susi Missel Pacheco – Instituto Sauver
Teone Pereira da Silva Filho – UFPE
Thairane Cristina Alves da Silva – CEF 04
Tiago Souto Martins Teixeira – ICMBio
Valéria da Cunha Tavares – UFMG
Viviane Passos Santos – ICMBio
Wagner Andre Pedro – UNESP
Wilson Uieda – UNESP

Rodentia e Lagomorpha

Alexandra Maria Ramos Bezerra – FIOCRUZ
Alexandre Christoff – ULBRA
Alexandre Percequillo – USP
Alexandre de Souza Portella – UnB
Ana Paula Carmignotto – UFSCAR
Alzira Maria Madalena Almeida Saldanha – UNEMAT
Cibele Rodrigues Bonvicino – INCA
Claudia Regina da Silva – IEPA
Daniel Santana Lorenzo Raices – ICMBio
Diogo Loretto Medeiros – UFRJ
Erika Hingst-Zaher – Instituto Butantan
Fabiano Araújo Fernandes – UFRGS
Gilson Evaristo Iack Ximenes – UESB

Gisele Mendes Lessa del Giúdice – UFV
Janio Moreira – UFRJ
João Alves de Oliveira – UFRJ
Jorge Cherém – CAIPORA
Liliani Marília Tiepolo – UFPR
Marcelo Lima Reis – ICMBio
Marcelo Weksler – UNIRIO
Martin Roberto Alvarez – UESC
Michel Faria – UFRJ
Pablo Rodrigues Gonçalves – UFRJ
Paulo Henrique Asfora Lopes Peres – UFPE
Paulo Sergio D’Andrea – FIOCRUZ
Roberta Paresque – UFES
Roberto do Val Vilela – FIOCRUZ
Yuri Luiz Reis Leite – UFES



Como citar a obra:

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio. 4162 p.

Como citar o Volume II:

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio. 622p.

Como citar cada espécie:

Autor(es). 2018. **Nome completo da espécie**. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos. Brasília: ICMBio. p. xx-xx.

Exemplo:

Rossi, R.V.; Geise, L.; Palma, A.R.T.; Delciellos, A.C.; Carmignotto, A.P.; Oliveira, A.C.M.; Silva, C.R.; Brito, D.; Melo, G.L.; Sponchiado, J.; Cherém, J.; Godoy, L.P.; Lessa, L.; Costa, L.P.; Borges, M.; Silva, M.N.F.; Asfora, P.; Leite, R. & Pardini, R. 2018. ***Caluromysiops irrupta* Sanborn, 1951**. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos. Brasília, DF. ICMBio. p. 25-26.



Lista de siglas

ACAP	<i>Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels</i>
AMPA	Associação Amigos do Peixe-boi
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANGÁ	Associação para Gestão Socioambiental do Triângulo Mineiro,
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
AQUASIS	Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
ASASG	<i>Anteater, Sloth & Armadillo Specialist Group</i> - Grupo de especialistas em Tamanduás, Preguiças e Tatus
ASPE	Área de Proteção Especial
AVIDEPA	Associação Vila-velhense de Proteção Ambiental
AVP	Análise de Viabilidade Populacional
CAIPORA	Cooperativa para Conservação da Natureza
CASIB	Criadouro de Animais Silvestres da Itaipu Binacional
CBRO	Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos
CBSG	<i>Conservation Breeding Specialist Group</i>
CCTEP	Comitê Científico, Técnico e Econômico das Pescas da União Europeia
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
CEBIMar	Centro de Biologia Marinha
CECAT	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga
CECO	Centro de Estudo Ecológicos e Educação Ambiental
CEF	Centro de Ensino Fundamental
CEMAVE	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres
CEMIG	Companhia de Energia Elétrica de Minas Gerais
CENAP	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros
CENA-USP	Centro de Energia Nuclear na Agricultura da USP
CEPAM	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica
CEPAN	Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste
CEPEC	Centro de Estudos de Pesquisas do Cacau
CEPLAC	Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira
CEPSUL	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul
CEPTA	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais
CESP	Companhia Energética de São Paulo
CETAS	Centro de Triagem de Animais Silvestres
CGPEG	Coordenação Geral de Petróleo e Gás (IBAMA)
CI	<i>Conservation International</i>
CIB	Comissão Internacional da Baleia
CIGS	Centro de Instrução de Guerra na Selva
CIT	Convenção Interamericana para a Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas
CITES	Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção
CHUNB	Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília
CMA	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos



CMS	Convenção sobre Espécies Migratórias
CNPQ	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNUC	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco
CONABIO	Comissão Nacional de Biodiversidade
CONICET	<i>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas</i> (Argentina)
COP	Conferência das Partes
CPB	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros
CPC	Centro de Pesquisa Canguçu
CPPMA	Centro de Preservação e Pesquisa de Mamíferos Aquáticos
CPRJ	Centro de Primatologia do Rio de Janeiro
CPUE	Captura por Unidade de Esforço
CRAX	Sociedade de Pesquisa da Fauna Silvestre
CTTMAR	Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica (São Paulo)
DEPAVE	Divisão Técnica de Medicina Veterinária e Manejo da Fauna Silvestre (São Paulo)
DIBIO	Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (ICMBio)
DZUP	Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná
ECO	Organização para Conservação do Meio Ambiente
ECOA	Centro de Ecologia e Conservação Animal
ECOMAR	Grupo de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESALQ	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
ESEC	Estação Ecológica
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FLONA	Floresta Nacional
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz
FMA	Fundação Mamíferos Aquáticos
FMA	<i>Franciscana Management Areas</i>
FNMA	Fundo Nacional do Meio Ambiente
FPZSP	Fundação Parque Zoológico de São Paulo
FSA	Centro Universitário Fundação Santo André
FUNBIO	Fundo Brasileiro para a Biodiversidade
FURB	Universidade Regional de Blumenau
FURG	Universidade Federal do Rio Grande
FVA	Fundação Vitória Amazônica
FZB	Fundação Zoobotânica
GBIF	<i>Global Biodiversity Information Facility</i>
GEF	Fundo Mundial para o Ambiente
GEMARS	Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul
GEP/UNIVALI	Grupo de Estudos Pesqueiros (UNIVALI)
GIZ	<i>Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit</i> - Sociedade Alemã de Cooperação Internacional
IB-USP	Instituto de Biociências da USP
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBDF	Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ICCAT	Comissão Internacional para Conservação do Atum no Atlântico



IDCR	<i>International Development Research Center</i>
IDSM	Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá
IECOS	Instituto Ecos do Brasil
IEPA	Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá
IEPAGRO	Instituto de Estudos e Pesquisas Agroambientais e Organizações Sustentáveis
IESB	Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia
IF Farroupilha	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Farroupilha
IF/SP	Instituto Florestal de São Paulo
IFAM	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas
IFMA	Instituto Federal do Maranhão
IFPB	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba
IFRS	Instituto Federal do Rio Grande do Sul
ILACVN	Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza
IMA	Instituto Mamíferos Aquáticos
IN	Instrução Normativa
INCA	Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INEA	Instituto Estadual do Ambiente (Rio de Janeiro)
INEO	Instituto Neotropical de Pesquisas Ambientais
INI	Instrução Normativa Interministerial
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Instituto Sustentar	Instituto Interdisciplinar de Estudos e Pesquisas em Sustentabilidade
IOP	Instituto Onça-Pintada
IOUSP	Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo
IP/SP	Instituto de Pesca de São Paulo
IPAM	Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia
IPÊ	Instituto de Pesquisas Ecológicas
IPeC	Instituto de Pesquisas Cananeia
IPEMA	Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica
IPHAN	Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional
IPJBRJ	Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro
IPPampa	Instituto Pró-Pampa
IRV	Instituto Resgatando o Verde
IUCN	<i>International Union for Conservation of Nature</i>
LABAQUAC	Laboratório de Aquicultura Marinha
LABCEAS	Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres
LIRP	Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto
LMM	Laboratório de Mamíferos Aquáticos
LRG	Livro de Registro Genealógico
MBML	Museu de Biologia Professor Mello Leitão
MCT	Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações
MHNCI	Museu de História Natural Capão da Imbuia
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MMU	<i>Manchester Metropolitan University</i>
MN/UFRJ	Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro
MN	Monumento Natural
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MPEG	Museu Paraense Emílio Goeldi
MTSG	<i>Marine Turtle Specialist Group</i> - Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas



MZUFBA	Museu de Zoologia da Universidade Federal da Bahia
MZUSP	Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo
NEMA	Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental
NEMU	Núcleo de Extensão Macacos Urbanos
NGeo	Núcleo de Geoprocessamento
NMFS	<i>National Marine Fisheries Service</i> (EUA)
NRM	<i>Natuhistoriska rocksmuseet</i> - Museu Sueco de História Natural
NUPEC	Núcleo de Pesquisa e Estudo em Chondrichthyes
NUPECCE	Núcleo de Pesquisa e Conservação de Cervídeos
NUPELIA	Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura
ONG	Organização Não Governamental
ONU	Organização das Nações Unidas
OPAN	Operação Amazônia Nativa
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PAN	Plano de Ação Nacional
PARNA	Parque Nacional
PCCB	Projeto Cetáceos da Costa Branca
PCH	Pequena Central Hidrelétrica
PE	Parque Estadual
PELD	Pesquisas Ecológicas de Longa Duração
PETAR	Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira
PHVA	<i>Population and Habitat Viability Assessment</i> - Avaliação da Viabilidade das Populações e Habitat
PM	Parque Municipal
PMDBBS	Programa de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite
PMSP	Prefeitura Municipal de São Paulo
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PREPS	Programa Nacional de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite
PRIM	Plano de Redução de Impactos à Biodiversidade
PROBIO	Projeto de Conservação e Uso Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira
Pró-Carnívoros	Instituto para a Conservação dos Carnívoros Neotrópicos
PRODES	Projeto de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal
PSG	<i>Primate Specialist Group</i> - Grupo Especialista em Primatas
PUC	Pontifícia Universidade Católica
PZBGV	Parque Zoobotânico Getúlio Vargas
RAN	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios
REBIO	Reserva Biológica
RDS	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
REFAU	Reserva de Fauna
REMANE	Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste
RESEX	Reserva Extrativista
REVIS	Refúgio da Vida Silvestre
REVIZEE	Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva
RL	Reserva Legal
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SACC	<i>South American Classification Committee</i>
SAVE BRASIL	Sociedade para Conservação das Aves do Brasil
SBO	Sociedade Brasileira de Ornitologia
SCRFA	<i>Science and Conservation of Fish Aggregation</i>



SCRS	Comitê Permanente de Pesquisa e Estatística (ICCAT)
SEAP	Secretaria Especial da Aquicultura e Pesca
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SBEEL	Sociedade Brasileira de Estudos de Elasmobrânquios
SEMA Caravelas	Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Caravelas, BA
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SEMARH/SE	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Sergipe
SMRU	<i>Sea Mammal Research Unit</i>
SENAI	Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial
SEPROR/AM	Secretaria de Estado da Produção Rural (Amazonas)
SES-DF	Secretaria de Estado de Saúde Pública do Distrito Federal
SIESPE	Sistema Integrado de Estatística Pesqueira (Santa Catarina)
SIGEEL	Sistema de Informações Georreferenciada do Setor Elétrico
SISBio	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (ICMBio)
SISBIOTA	Sistema Nacional de Pesquisa em Biodiversidade
SITAMAR	Banco de dados TAMAR
SMS	<i>Smithsonian Marine Station</i>
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SSC	<i>Species Survival Commission</i> - Comissão para Sobrevivência das Espécies
SUDEPE	Superintendência de Desenvolvimento da Pesca
SUNY-ESF	<i>State University of New York - College of Environmental Science and Forestry</i>
SVMA	Secretaria do Verde e do Meio Ambiente de São Paulo
SVS	Secretaria de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde
TAMAR	Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas e da Biodiversidade Marinha do Leste
TED	<i>Turtle Excluder Device</i> - Dispositivo Excludor de Tartarugas
TI	Terra Indígena
TNC	<i>The Nature Conservancy</i>
TSG	<i>Tapir Specialist Group</i> - Grupo Especialista em Antas
UC	Unidade de Conservação
UCB	Universidade Católica de Brasília
UCSAL	Universidade Católica de Salvador
UEA	Universidade Estadual do Amazonas
UECE	Universidade Estadual do Ceará
UEFS	Universidade Estadual de Feira de Santana
UEG	Universidade Estadual de Goiás
UEL	Universidade Estadual de Londrina
UEM	Universidade Estadual de Maringá
UEMA	Universidade Estadual do Maranhão
UEMS	Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
UENF	Universidade Estadual do Norte Fluminense
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UERGS	Universidade Estadual do Rio Grande do Sul
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UERN	Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
UESB	Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
UESC	Universidade Estadual de Santa Cruz
UESPI	Universidade Estadual do Piauí
UFABC	Universidade Federal do ABC
UFAC	Universidade Federal do Acre



UFAL	Universidade Federal de Alagoas
UFAM	Universidade Federal do Amazonas
UFBA	Universidade Federal da Bahia
UFC	Universidade Federal do Ceará
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UFERSA	Universidade Federal Rural do Semi-Árido
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UFF	Universidade Federal Fluminense
UFG	Universidade Federal de Goiás
UFGD	Universidade Federal da Grande Dourados
UFJF	Universidade Federal de Juiz de Fora
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UFMA	Universidade Federal do Maranhão
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFMS	Universidade Federal do Mato Grosso do Sul
UFMT	Universidade Federal do Mato Grosso
UFOP	Universidade Federal de Ouro Preto
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará
UFPA	Universidade Federal do Pará
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFPel	Universidade Federal de Pelotas
UFPI	Universidade Federal do Piauí
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UFRA	Universidade Federal Rural da Amazônia
UFRB	Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UFRRJ	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
UFS	Universidade Federal de Sergipe
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UFSCAR	Universidade Federal de São Carlos
UFSJ	Universidade Federal de São João del-Rei
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
UFT	Universidade Federal do Tocantins
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UFVJM	Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
UHE	Usina Hidrelétrica
UICN	União Internacional para a Conservação da Natureza
ULBRA	Universidade Luterana do Brasil
UnB	Universidade de Brasília
UNCLOS	<i>United Nations Convention on the Law of the Sea</i>
UNEMAT	Universidade do Estado de Mato Grosso
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
UNICENTRO	Universidade Estadual do Centro-Oeste
UniCeub	Centro Universitário de Brasília
UNICRUZ	Universidade de Cruz Alta



UNIFAL	Universidade Federal de Alfenas
Unifap	Universidade Federal do Amapá
UNIFESP	Universidade Federal de São Paulo
UNILA	Universidade Federal da Integração Latino-Americana
UNIMONTES	Universidade Estadual de Montes Claros
UNINORTE	Centro Universitário do Norte
UNIOESTE	Universidade Estadual do Oeste do Paraná
UNIP	Universidade Paulista
UNIPAMPA	Universidade Federal do Pampa
UNIPAR	Universidade Paranaense
UNIR	Fundação Universidade Federal de Rondônia
UNIRIO	Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
UNISA	Universidade de Santo Amaro
UNISANTA	Universidade Santa Cecília
UNISINOS	Universidade do Vale do Rio dos Sinos
UNITAU	Universidade de Taubaté
UNIVALI	Universidade do Vale do Itajaí
UNIVATES	Universidade do Vale do Taquari
UNIVILLE	Universidade da Região de Joinville
UNITINS	Universidade Estadual do Tocantins
UNMdP	Universidad Nacional de Mar del Plata (Argentina)
UNOCHAPECÓ	Universidade Comunitária da Região de Chapecó
UPF	Universidade de Passo Fundo
URCA	Universidade Regional do Cariri
USC	Universidade do Sagrado Coração
USP	Universidade de São Paulo
USPRP	Universidade de São Paulo, Campus Ribeirão Preto
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
UTP	Universidade Tuiuti do Paraná
WCS	<i>Wildlife Conservation Society</i>
WWF	<i>World Wide Fund For Nature</i> - Fundo Mundial para a Natureza
ZEE	Zona Econômica Exclusiva
ZOOFIT	Zoológico do Tapajós



Mamíferos

O Brasil possui uma das maiores riquezas de mamíferos do mundo^{2393a}, com mais de 700 espécies reconhecidas, pertencentes a 12 ordens.

O processo de avaliação do estado de conservação dos mamíferos brasileiros contou com a participação de quatro Centros de Pesquisa e Conservação do Instituto Chico Mendes: Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros – CENAP (Carnivora, Artiodactyla, Perissodactyla, Rodentia, Lagomorpha e Didelphimorphia), Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros – CPB (Primatas, Cingulata e Pilosa), Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos – CMA (Cetacea, Sirenia e Carnivora aquáticos) e Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas - CECAV (Chiroptera). Foram 17 coordenadores de táxon atuando em oito oficinas de trabalho, e 324 especialistas participaram do processo.

Foi avaliado o risco de extinção de 732 táxons de mamíferos, incluindo subespécies de primatas, as duas subespécies do veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus*, e uma espécie avaliada mas ainda não formalmente descrita. A Tabela I mostra a síntese do resultado para todos os répteis avaliados.

Tabela I. Categorias dos táxons de mamíferos avaliados em cada ordem.

Ordem	EX	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NA	Táxons avaliados
Didelphimorphia (gambás, cuícas)		1	1	3*	2	42	9		57*
Pilosa (preguiças e tamanduás)				2		5	1		8
Cingulata (tatus)			1	1		5	3	1	11
Perissodactyla (anta)				1					1
Artiodactyla (veados e porcos)				6		2	3		12
Sirenia			1	1					2
Cetacea (baleias, botos e golfinhos)		2	4	2	2	14	8	13	45
Primates (macacos e micos)		6	15	14	12	77	14	1	139
Carnivora (felinos, canídeos, focas, leões-marinhos, lontras)			1	12	1	13	2	6	35
Chiroptera (morcegos)			1	6	1	126	42	1	177
Rodentia (ratos, preás, capivara)	1	3	19	8	6	171	29	7	244
Lagomorpha (tapiti)						1			1
TOTAL	1	12	43	56	24	456	111	29	732

*inclui a espécie não descrita.

Dos táxons avaliados, 110 foram oficialmente considerados ameaçados (15%) (Tabela I, excluída a espécie não descrita) e 68 (61%) são endêmicos do país. Uma espécie de mamífero brasileiro está extinta, o rato-de-noronha, *Noronhomys vespucii*.

Todos os táxons constantes na lista anterior (IN MMA 03/2003) foram reavaliados. Naquela lista, constavam duas subespécies de onça-parda (*Puma concolor*). Na avaliação realizada pelo Instituto Chico Mendes, foi avaliada a espécie, classificada em categoria de ameaça. Dos outros 67 táxons que eram considerados ameaçados na lista anterior, doze foram excluídos da lista, tendo sido avaliados como Menos Preocupante (LC), Quase Ameaçado (NT) ou Dados Insuficientes (DD). Na maioria dos casos, a saída da lista foi decorrente da obtenção de novas informações ou de ajustes na aplicação dos critérios. Para a baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*), a saída deveu-se a uma real melhora da situação de conservação: estudos recentes demonstraram que a população da espécie na costa brasileira tem aumentado nos últimos anos. A manutenção da proibição da caça e dos esforços de conservação são essenciais para que a espécie permaneça fora da lista de fauna ameaçada. Os outros 55 táxons que constavam na IN MMA 05/2003 permaneceram na lista atual.



Das espécies de mamíferos que ocorrem no Brasil, 51 são marinhas: 19 espécies de golfinhos, 24 baleias, o peixe-boi marinho e sete carnívoros (lobos-marinhos, focas, leão-marinho e elefante-marinho). Muitas destas espécies marinhas são visitantes ocasionais da costa brasileira, e foram considerados não elegíveis para uma avaliação nacional, tendo sido avaliadas como Não Aplicável (NA). Dessas 51 espécies, oito foram consideradas ameaçadas e têm como principais ameaças a poluição, incluindo a sonora, o abalroamento com embarcações e a pesca accidental.

Dos 102 táxons de mamíferos continentais oficialmente considerados ameaçados de extinção, 53 ocorrem na Mata Atlântica, sendo 31 endêmicos do bioma. O Cerrado é o segundo bioma com maior número de táxons ameaçados, 41, sendo 12 endêmicos, seguido da Amazônia (35 táxons, sendo 20 endêmicos). O Pantanal tem 16 táxons ameaçados (nenhum endêmico), a Caatinga 15 (três endêmicas) e o Pampa 11 (quatro endêmicas).

Duas espécies amazônicas de água doce são ameaçadas: o peixe-boi amazônico e o boto-rosa. Para elas, as modificações ambientais provocadas por barramentos e a captura representam as principais ameaças.

A perda de *habitat* e a fragmentação decorrentes de atividades agropecuárias representam as principais ameaças aos mamíferos continentais. A caça e captura de animais na natureza para diversas finalidades – consumo, retaliação ou para criação como pet – aparece como a segunda ameaça mais relevante para os mamíferos continentais (Figura 1).

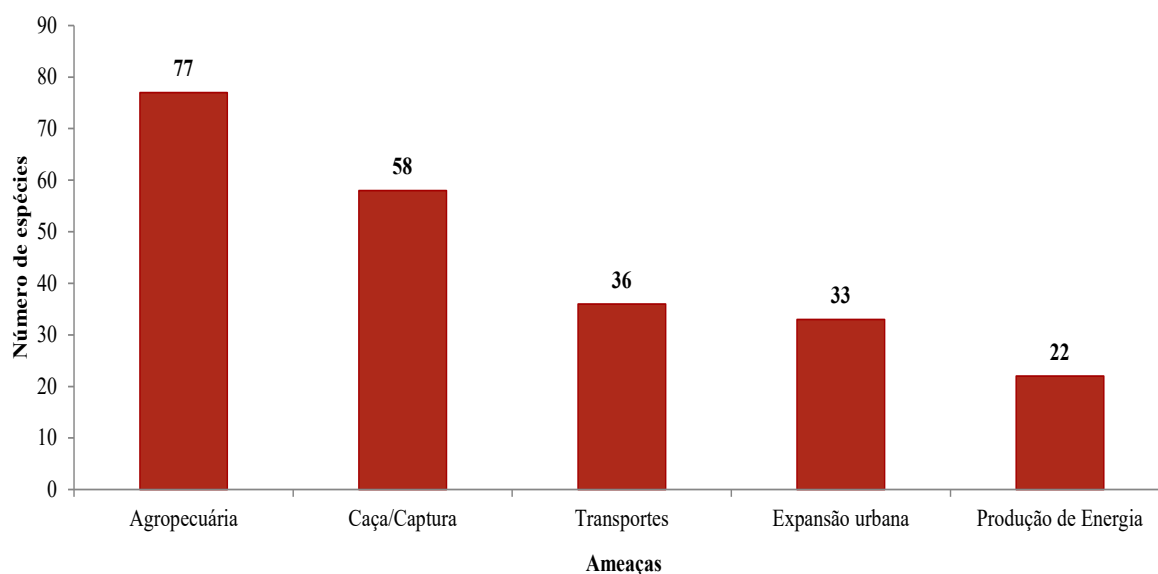


Figura 1. Principais vetores de ameaças aos mamíferos brasileiros.



Caluromysiops irrupta Sanborn, 1951

Rogério Vieira Rossi, Lena Geise, Alexandre Ramlo Torre Palma, Ana Claudia Delciellos, Ana Paula Carmignotto, Ana Cristina Mendes Oliveira, Claudia Regina Silva, Daniel Brito, Geruza Leal Melo, Jonas Sponchiado, Jorge Cherém, Leandro Perez Godoy, Leonardo Lessa, Leonora Pires Costa, Manoela Borges, Maria Nazareth Ferreira da Silva, Paulo Asfora, Rafael Leite & Renata Pardini

Ordem: Didelphimorphia

Família: Didelphidae

Nomes comuns: cuíca, cuíca-de-colete, cuíca-amazônica

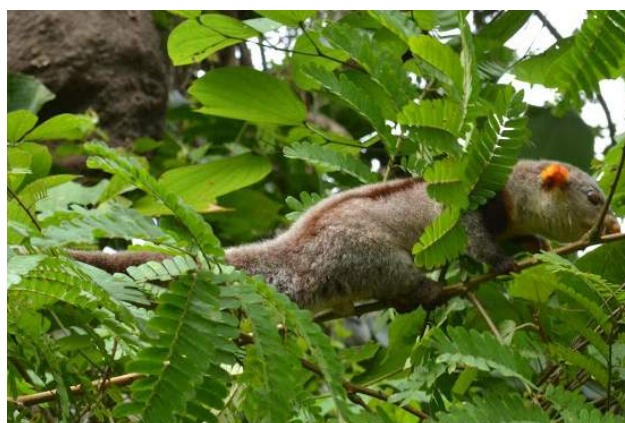


Foto: Júlia Laterza Barbosa

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) A2c

Justificativa

Caluromysiops irrupta tinha, até recentemente, apenas uma ocorrência no Brasil, uma coleta em 1964, no estado de Rondônia, em uma área atualmente degradada. Após a avaliação da espécie, surgiu um novo registro, no estado do Mato Grosso. Esforços de coleta têm sido realizados no Acre e áreas fronteiriças do Amazonas, bem como resgates de fauna em áreas de inundação e supressão de vegetação em Rondônia, sem obter registros da espécie. Rondônia é o estado proporcionalmente mais desmatado da Amazônia brasileira e a pressão sobre as áreas florestadas remanescentes é ainda muito forte. A distribuição global da espécie parece ser disjunta, com populações no sul do Peru e o registro em Rondônia distantes cerca de 900 km, o que levanta a suspeita de que a população do Brasil encontra-se isolada. Por estas razões, a espécie é classificada como Criticamente em Perigo (CR) pelo critério A2c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{411,1450}	CR A2cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²¹⁷⁵	LC

Distribuição geográfica

Ocorre no nordeste e sudeste do Peru, no extremo sul da Colômbia e no extremo oeste do Brasil. As localidades no nordeste do Peru e sul da Colômbia podem ser resultado da introdução de exemplares²¹⁷⁵ e por isso, optou-se por desconsiderar estes pontos na elaboração do mapa de distribuição apresentado aqui. A espécie era conhecida de um único registro no Brasil, de 1964, no alto rio Jaru, no estado de Rondônia²⁴⁰⁰. Esforços intensos de coleta no Acre e Amazonas não detectaram a espécie, assim como coletas em área de inundação e supressão de vegetação em Rondônia (L. Godoy & M.N.F. da Silva, obs. pess., 2012). Recentemente, houve um novo registro, em Paranaíta, no estado do Mato Grosso, distante 718 km a leste do único registro anteriormente conhecido no país¹²⁹. O espécime foi obtido durante um resgate de fauna próximo às margens do rio Paranaíta, em floresta madura, mas próxima a áreas de pasto e ao arco de desmatamento.



História natural

Caluromysiops irrupta é um marsupial de médio porte, com comprimento da cabeça e corpo variando



de 250 a 330 mm e comprimento da cauda de 310 a 340 mm. A pelagem é marrom-acinzentada no dorso e mais clara nas laterais, sendo que entre os olhos e o focinho existem manchas marrons indistintas¹⁹⁶⁴. A espécie se destaca por um par de manchas escuras que tem início no dorso de cada mão e continuam pela porção interna dos membros anteriores até alcançarem os ombros, onde se encontram e se estendem posteriormente até as ancas. Sua cauda é preênsil, coberta por pelos ligeiramente mais escuros que os corporais em dois a três quartos de seu comprimento. As fêmeas apresentam marsúpio¹⁰¹⁷.

São animais noturnos, solitários e arborícolas, utilizando principalmente o dossel, raramente descendo até os estratos médios da floresta^{673,676}. Classificados como frugívoros-onívoros¹⁶⁴⁴, podem se alimentar de néctar na estação seca⁶⁷³. Só são conhecidos de florestas primárias, embora existam registros de ocorrência em bambuzais adjacentes à floresta²¹⁷⁵. A longevidade é de cerca de sete anos em cativeiro^{489,1017} e dois filhotes podem ser observados no marsúpio a cada prole⁶⁷⁶.

População

A espécie é extremamente rara, embora possa ser localmente comum, fora do Brasil, em alguns anos⁶⁷³. Arita *et al.*⁸⁷ citam dados de densidade de 10 indivíduos/km² para a espécie. Há poucos exemplares depositados em coleções zoológicas (menos de 30, segundo Emmons & Feer⁶⁷³).

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

As populações no Peru estão relativamente bem protegidas. Entretanto, o estado de Rondônia, onde há registro da espécie no Brasil, é, proporcionalmente, o mais desmatado da Amazônia brasileira e a pressão sobre as áreas florestadas remanescentes é ainda muito forte.



Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Marmosops paulensis (Tate, 1931)

Rogério Vieira Rossi, Lena Geise, Alexandre Ramlo Torre Palma, Ana Claudia Delciellos, Ana Paula Carmignotto, Ana Cristina Mendes Oliveira, Claudia Regina Silva, Daniel Brito, Geruza Leal Melo, Jonas Sponchiado, Jorge Cherém, Leandro Perez Godoy, Leonardo Lessa, Leonora Pires Costa, Manoela Borges, Maria Nazareth Ferreira da Silva, Paulo Asfora, Rafael Leite & Renata Pardini

Ordem: Didelphimorphia

Família: Didelphidae

Nomes comuns: cuíca, marmosa



Foto: Roberto Murta/Bicho do Mato

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B1ab(i,ii,iii)

Justificativa

Marmosops paulensis ocorre na Mata Atlântica dos estados do Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. É uma espécie rara localmente, cujas populações estão restritas à floresta ombrófila densa de altitudes acima de 800 m, fortemente afetada pela fragmentação e alteração desta vegetação. A extensão de ocorrência da espécie é disjunta e restrita a uma área de 5.200 km² (quando somados os fragmentos aonde ocorrem). Além disso, nos últimos anos a espécie tem sido registrada apenas em locais situados em altitudes acima de 1.200 m, restringindo ainda mais sua extensão de ocorrência. Por estas razões, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU) B1ab(i,ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁶	São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ³⁰²	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

Marmosa incana paulensis Tate, 1931; [*Marmosops incanus*] *paulensis* Gardner, 1993.

Distribuição geográfica

Restrita ao leste do Brasil, nos estados do Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais^{823,1506}. Possivelmente presente no estado do Espírito Santo, na porção contígua a Minas Gerais. Apresenta



simpatria com *Marmosops incanus*, porém tem uma distribuição geográfica bem mais restrita do que esta espécie e é restrito a florestas montanas de mais de 800 m de altitude.

Para estimar a extensão atual de ocorrência da espécie, foi considerada a distribuição geográfica descrita por Mustrangi & Patton¹⁵⁰⁶. Desta distribuição, foram consideradas as áreas acima de 800 m em remanescentes de Mata Atlântica⁸⁰³; portanto, todas as áreas do polígono abaixo de 800 m foram excluídas por se tratar de uma espécie altomontana. Desta forma, a extensão de ocorrência da espécie é disjunta e foi estimada em 5.200 km².



História natural

Tamanho pequeno, pesando entre 16 e 70 gramas¹⁶⁴⁴. Medem entre 243 e 365 mm na cabeça e corpo e entre 145 e 212 mm na cauda¹⁵⁰⁶. Possuem anéis escuros bem definidos ao redor dos olhos, pelagem dorsal cinza-amarronzada com tons avermelhados, ventre homogeneamente branco ou creme, cauda marrom-acinzentada na porção proximal e despigmentada na porção distal¹⁹⁶⁴. Não possuem marsúpio.

Ocupam florestas maduras e secundárias contínuas^{1668,2386}, sendo fortemente afetados pela fragmentação de *habitat*, não estando presentes mesmo em paisagens fragmentadas muito florestadas^{1807,1962}. São restritos à Mata Atlântica Montana acima de 800 metros^{1506,2386}; são escansoriais e se alimentam de artrópodes, frutos, flores e pequenos vertebrados^{1157,1159,1160}.

A reprodução ocorre de setembro a março. A espécie é semélpara, pois após o período reprodutivo em dezembro ou janeiro todos os machos desaparecem da população¹¹⁵⁸. Fêmeas possuem de sete a onze mamas e um ninho com quatro filhotes foi encontrado no PE Intervales, estado de São Paulo¹¹⁵⁸.

População

A espécie é bem distribuída nas matas contínuas de sua área de ocorrência, porém não há registros em áreas fragmentadas e tende a ser rara nas matas contínuas onde ocorre¹⁹⁶². Sua densidade populacional estimada em três matas contínuas do planalto paulista foi de zero, zero e 0,36 indivíduos por hectare¹³¹². Sua distribuição é restrita a áreas montanas, pelo menos a mais de 800 m de altitude, e a espécie é fortemente afetada pela fragmentação e alteração desta vegetação, o que sugere que suas populações



estejam severamente fragmentadas e isoladas.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A espécie é fortemente afetada pela fragmentação da floresta¹⁸⁰⁷ e não ocorre em áreas abertas ou alteradas. Portanto, o desmatamento, que ocorre na área de distribuição da espécie em função da instalação de áreas para agricultura, silvicultura e moradia humana, constitui ameaça à sua conservação. Ademais, por se tratar de uma espécie montana espera-se que mudanças climáticas possam afetar negativamente a qualidade do seu *habitat* e a sua população.

Presença em unidades de conservação

Espírito Santo/Minas Gerais: PARNA Serra do Caparaó;

Minas Gerais/Rio de Janeiro: PARNA Itatiaia⁸²⁸;

Rio de Janeiro: PARNA Serra dos Órgãos¹⁵⁶³;

São Paulo: PE Intervalos^{1159,1160}.

Pesquisas

As pesquisas necessárias para assegurar a conservação desta espécie incluem a investigação de suas respostas às mudanças climáticas e do grau de isolamento entre as populações remanescentes. Estudos visando melhores descrições morfológicas externas desta espécie são desejáveis, pois em campo há certa dificuldade de discriminar *M. paulensis* de *M. incanus*.

Thylamys macrurus (Olfers, 1818)

Rogério Vieira Rossi, Lena Geise, Alexandre Ramlo Torre Palma, Ana Claudia Delciellos, Ana Paula Carmignotto, Ana Cristina Mendes Oliveira, Claudia Regina Silva, Daniel Brito, Geruza Leal Melo, Jonas Sponchiado, Jorge Cherém, Leandro Perez Godoy, Leonardo Lessa, Leonora Pires Costa, Manoela Borges, Maria Nazareth Ferreira da Silva, Paulo Asfora, Rafael Leite & Renata Pardini

Ordem: Didelphimorphia

Família: Didelphidae

Nome comum: Catita



Foto: Geruza Leal Melo

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A2c

Justificativa

No Brasil, *Thylamys macrurus* ocorre apenas no estado do Mato Grosso do Sul, aparentemente



restrito a fisionomias florestadas do Cerrado e Pantanal. Estimou-se uma perda populacional de 57,8% nos últimos 10 anos, causada pela perda de *habitat* para pastagens e agricultura. Por estas razões, a espécie é classificada como Em Perigo (EN) A2c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	DD
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹¹¹⁸	NT

Outros nomes aplicados ao táxon

[*Didelphys*] *macroura* Illiger, 1815 (*nomen nudum*); [*Didelphys*] *marmota* Oken, 1816 (nome inválido⁹⁹¹); *D[idelphys]macrura* Olfers, 1818; *Didelphis grisea* Desmarest, 1827; [*Didelphys* (*Grymaeomys*)] *griseus*: Burmeister, 1856; *T[hylamys]. marmota*: Allen & Chapman, 1897; [*Didelphys* (*Marmosa*)] *grisea*: Trouessart, 1898; *Marmosa grisea*: Bertoni, 1914; [*Didelphis* (*Thylamys*)] *grisea*: Matschie, 1916; *Marmosa marmota marmota*: Tate, 1933; *Marmosa pusilla*: Hershkovitz, 1959; *Marmosa* (*Thylamys*) *grisea*: Kirsch & Calaby, 1977; [*Thylamys*] *griseus*: Reig, Kirsch & Marshall, 1987; *T[hylamys]. macrura*: Gardner & Creighton, 1989; *Thylamys grisea*: Contreras & Contreras, 1992.

Notas taxonômicas

Creighton & Gardner⁵³¹ consideram a espécie monotípica.

Distribuição geográfica

Ocorre no Paraguai e oeste do estado do Mato Grosso do Sul^{374,531} e divisa do Mato Grosso do Sul com São Paulo¹³⁶⁹. O polígono compreendendo toda a extensão de ocorrência (EOO) da espécie tem 85.200 km², dos quais, em 2011, restavam apenas 13.140 km², calculados com base em mapas de remanescentes naturais extraídos de MMA/IBAMA¹⁴⁴⁸. Desta forma, a espécie perdeu 72.060 km² de *habitat* para a instalação de agriculturas e pastagens.





História natural

Thylamys macrurus é a maior espécie do gênero, com comprimento total variando de 101 a 126 mm, comprimento da cauda entre 136 e 15 mm e massa corporal variando de 30 a 55 gramas³⁷⁴. Existem evidências de dimorfismo sexual, com machos maiores do que as fêmeas²¹⁶⁶. Possui uma faixa de pelos escurecidos ao redor dos olhos, pelagem acinzentada no dorso e branco-amarelada no ventre; a cauda intumescida em alguns períodos do ano serve como reservatório de gordura; não possui marsúpio¹⁹⁶⁴. O cariótipo é diplóide, com $2n = 14$, $FN = 20$ ⁵³¹.

Thylamys macrurus é insetívoro-onívoro¹⁶⁴⁴, crepuscular e escansorial^{339,2166}. No Brasil, ocorre em áreas de cerrado censo estrito e cerradão, florestas decíduais^{339,374,2166}. No Paraguai, ocorre em florestas semidecíduais¹⁶⁵⁶. Ocorrem no Pantanal, porém não em áreas inundadas. De acordo com Cáceres *et al.*³³⁹, a espécie tem adaptações funcionais típicas de espécies de ambientes abertos, e sua ocorrência em áreas florestadas se deve a um modo de vida escansorial. *Thylamys macrurus* é pouco tolerante a perturbações ambientais⁴⁵⁷.

A espécie é provavelmente poligâmica³³⁹ e a reprodução é altamente sazonal, com estação de acasalamento e nascimentos na estação seca³³⁹. A razão sexual observada por Andreazzi *et al.*⁶² foi de 13M:11F. Não há dados sobre o tempo geracional de *T. macrurus*, mas seguindo o padrão de tempo geracional conhecido para espécies de marsupiais sul-americanos do mesmo porte, este tempo não deve ser superior a dois anos para esta espécie.

População

Sua abundância relativa parece variar entre áreas de estudo. *Thylamys macrurus* foi o marsupial de pequeno porte mais comum em Dois Irmãos do Buriti, Mato Grosso do Sul³³⁹. Por outro lado, a espécie foi capturada raramente na Serra da Bodoquena³³⁸ e no Pantanal da Nhecolândia⁶², também no Mato Grosso do Sul.

A partir da redução de *habitat* calculada na área de distribuição da espécie, e assumindo uma taxa contínua de perda de *habitat* desde o início do desmatamento do Cerrado, no início da década de 1970, estimou-se que a cada década foram perdidos 18.015 km² de vegetação nativa. Desta forma, a distribuição da espécie se restringia a 31.155 km² após três décadas de desmatamento, ou seja, no início da década de 2000. Com a perda de mais 18.015 km² desde então, estima-se que a espécie perdeu 57,8% do seu *habitat* restante nos últimos 10 anos. Como esta espécie utiliza fisionomias florestadas do Cerrado e Pantanal, suspeita-se que esta perda de *habitat* tenha causado uma redução populacional equivalente (57,8% nos últimos 10 anos).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

No estado do Mato Grosso do Sul, a maior ameaça à espécie é a conversão do *habitat* para pastagens e agricultura (G.L. Melo & J. Spongiado, obs. pess., 2012).

Presença em unidades de conservação

Mato Grosso do Sul: PARNA da Serra da Bodoquena.

Pesquisas

Efeitos da fragmentação sobre as populações estão em andamento (G.L. Melo & N. Cáceres, dados não publicados).



Thylamys velutinus (Wagner, 1842)

Rogério Vieira Rossi, Lena Geise, Alexandre Ramlo Torre Palma, Ana Claudia Delciellos, Ana Paula Carmignotto, Ana Cristina Mendes Oliveira, Claudia Regina Silva, Daniel Brito, Geruza Leal Melo, Jonas Sponchiado, Jorge Cherém, Leandro Perez Godoy, Leonardo Lessa, Leonora Pires Costa, Manoela Borges, Maria Nazareth Ferreira da Silva, Paulo Asfora, Rafael Leite & Renata Pardini

Ordem: Didelphimorphia

Família: Didelphidae

Nome comum: catita



Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2c

Justificativa

Thylamys velutinus é endêmica do Cerrado brasileiro, onde habita apenas áreas de cerrado sensu stricto. Estimou-se uma perda populacional de 31% nos últimos 10 anos, causada pela perda de *habitat*. Por estas razões, a espécie é classificada como Vulnerável (VU), pelo critério A2c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁶	São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ²³⁸⁴	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

Didelphys velutina Wagner, 1842; *Didelphis pimelura* Reinhardt, 1851; *Microdelphys velutina*: Burmeister, 1856; *Grymaeomys velutinus*: Winge, 1893; [*Didelphys (Marmosa)*] *velutina*: Trouessart, 1898; [*Didelphys (Marmosa)*] *pimelura*: Trouessart, 1898; [*Didelphis (Thylamys)*] *velutina*: Matschie, 1916; [*Marmosa (Marmosa)*] *velutina*: Cabrera, 1919; *Thylamys velutinus*: Miranda-Ribeiro, 1936; *Marmosa* [(*Thylamys*)] *velutina*: Cabrera, 1958.

Notas taxonômicas

Creighton & Gardner⁵³¹ consideram a espécie monotípica.

Distribuição geográfica

Thylamys velutinus ocorre em áreas de cerrado e caatinga nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Distrito Federal, extremo leste do Mato Grosso do Sul e extremo sudoeste da Bahia^{374,531,1656}. Existem apenas dois pontos de registro em São Paulo, um em Minas Gerais, dois em Goiás e um no Distrito Federal³⁷⁴. Há um registro da espécie no estado do Rio de Janeiro, em áreas de vegetação montana⁸²⁸, porém este necessita ser confirmado (L. Geise, obs. pess., 2012). Segundo de Vivo *et al.*²³⁹⁹, não existem registros recentes da espécie no estado de São Paulo, apesar de esforços de coleta terem



sido realizados na área de distribuição. A última coleta em São Paulo foi realizada na década de 1960 e, em Minas Gerais, na década de 1910. Oliveira & Langguth¹⁵⁷⁵ mencionam a ocorrência da espécie em Pernambuco, mas este registro refere-se a *T. karimii*, anteriormente considerada como sinônimo de *T. velutinus*.

O polígono compreendendo toda a extensão de ocorrência (EOO) da espécie tem 70.000 km², dos quais restam apenas 25.000 km² calculados com base em mapas de remanescentes naturais extraídos de MMA/IBAMA¹⁴⁴⁸. Desta forma, a espécie perdeu 45.000 km² de *habitat* para a instalação de agriculturas e pastagens.



História natural

Thylamys velutinus é um marsupial de pequeno porte, com comprimento total, cabeça-corpo, variando de 79 a 111 mm, comprimento da cauda de 65 a 91 mm e massa corporal variando de 13 a 36 gramas³⁷⁴. Possui uma faixa de pelos escurecidos ao redor dos olhos, pelagem marrom-avermelhada no dorso e creme-esbranquiçada no ventre; a cauda entumescida serve como reservatório de gordura; não possui marsúpio¹⁹⁶⁴. O cariótipo é diplóide, com $2n = 14$ ³⁸⁵.

A espécie é provavelmente terrestre e possui hábitos noturnos. Sua dieta é insetívora-onívora, sendo que a maior parte de sua dieta é de origem animal, principalmente artrópodes^{531,1644,2387}.

Ocorre em fisionomias abertas do Cerrado^{374,2384}, estando restrita ao cerrado *sensu stricto*²³⁸⁷. Aparentemente, a espécie é tolerante a alguns tipos de perturbação, como o fogo. Um estudo encontrou maiores densidades populacionais da espécie em áreas em estágios iniciais, um a dois anos, de sucessão pós-fogo^{301,913}.

Não há dados sobre o tempo geracional de *T. velutinus*. Seguindo o padrão de tempo geracional conhecido para espécies de marsupiais sul-americanos do mesmo porte, este tempo não deve ser superior a dois anos.

População

Existem poucas informações disponíveis sobre densidade ou tamanho populacional. No cerrado do Brasil central foram encontradas densidades de 0,55 indivíduos por hectare, com áreas de vida estimadas



em 2,28 ha para machos e 1,7 ha para uma fêmea²³⁸⁷. Diversos estudos relataram baixas taxas de captura para a espécie, o que sugere que ela é geralmente rara^{241,242,1470,2384}. A espécie tem sido capturada em maior abundância em áreas recém queimadas³⁰¹.

A partir da redução de *habitat* calculada na área de distribuição da espécie, e assumindo uma taxa contínua de perda de *habitat* desde o início do desmatamento do Cerrado, no início da década de 1970, estimou-se que a cada década foram perdidos 11.250 km² de vegetação nativa. Desta forma, a distribuição da espécie se restringia a 36.250 km² após três décadas de desmatamento, ou seja, no início da década de 2000. Com a perda de mais 11.250 km² desde então, estima-se que a espécie perdeu 31% do seu *habitat* restante nos últimos 10 anos. Como os registros desta espécie têm sido obtidos apenas em áreas preservadas, suspeita-se que esta perda de *habitat* tenha causado uma redução populacional equivalente ou 31% nos últimos 10 anos.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A espécie atualmente só é registrada em unidades de conservação ou áreas de alguma forma protegidas, indicando susceptibilidade à perda e degradação de *habitat*. As áreas protegidas onde esta espécie ocorre no Distrito Federal estão sendo englobadas pela área urbana, que atualmente conta com aproximadamente dois milhões de habitantes. O PARNA das Emas encontra-se completamente isolado por plantações de soja e o PARNA da Chapada dos Veadeiros está parcialmente cercado por fazendas de gado.

Presença em unidades de conservação

Goiás: PARNA das Emas, PARNA da Chapada dos Veadeiros.

Bradypus torquatus Illiger, 1811

Adriano Garcia Chiarello, Flávia Regina Miranda, Gileno Antonio Araújo Xavier, Nadia de Moraes-Barros & Sergio Maia Vaz

Ordem: Pilosa

Família: Bradypodidae

Nomes comuns: preguiça-de-coleira, aí-pixuna, preguiça-preta²²²⁵



Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B2ab(ii,iii)

Justificativa

A espécie *Bradypus torquatus* foi categorizada como Vulnerável (VU), utilizando o critério



B2ab(ii,iii), considerando a sua área de ocupação estimada de pelo menos 978 km², imersa em matriz florestal severamente fragmentada, sofrendo declínio continuado em sua área de ocupação e qualidade do *habitat*. Para os últimos 23 anos não foram identificados eventos de extinção nas populações localizadas nas extremidades da extensão de ocorrência, pelo contrário, novos registros ampliaram esta extensão de ocorrência da espécie.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{443,1450}	VU A2cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,687a}	Espírito Santo: EN Rio de Janeiro: CR
Avaliação global ^{427,2227}	VU B2ab(ii,iii)

Outros nomes aplicados ao táxon

Descrita originalmente em 1811 por Johann Karl Wilhelm Illiger como *Choloepus torquatus* Illiger, 1811¹¹²⁶.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica ao Brasil e está presente apenas na Mata Atlântica costeira do sudeste e nordeste. Ocorre nos estados de Sergipe, Rio de Janeiro, Bahia, Espírito Santo e provavelmente no extremo nordeste de Minas Gerais^{443,2227}. Nos dias atuais está restrita à região de Mata Atlântica do sul de Sergipe, município de Estância⁴¹⁵, ao centro-norte do Rio de Janeiro, municípios de Macaé, Silva Jardim e Rio das Ostras, e recentemente nos municípios de Nova Friburgo, Cachoeiras de Macacu e Teresópolis²³², passando pela Bahia, região do Recôncavo Baiano, municípios de Ilhéus e Itabuna, até o extremo sul, pelo Espírito Santo, região serrana e litorânea do centro-sul do estado, ao sul do rio Doce apenas. A espécie não ocorre a partir da margem esquerda ou margem norte do rio Doce até as proximidades do rio Mucuri. Foi registrada no extremo nordeste de Minas Gerais, no médio Jequitinhonha, no município de Bandeira, na divisa com Bahia²³⁵⁰, mas este registro não é confirmado⁹³⁵. A espécie foi introduzida em Parques Nacionais do Espírito Santo, PARNA do Caparaó, e do Rio de Janeiro, PARNA da Tijuca⁴⁴³,





mas não há informações sobre o estabelecimento ou não de populações nestes Parques.

Existem registros para Minas Gerais e Pernambuco ainda não confirmados. Os estados de Sergipe e Rio de Janeiro têm apenas 2% e 7% dos registros confirmados, respectivamente⁹³⁵. *B. torquatus* está listado como Vulnerável, mas com a ressalva de que uma reavaliação deve ser realizada assim que dados sobre suas populações silvestres se tornem disponíveis²²²⁷. Esta espécie foi listada inicialmente como Em Perigo devido a sua extensão de ocorrência ser muito restrita. No entanto, novos dados e uma detalhada análise sobre distribuição geográfica revelaram que a extensão da ocorrência é maior do que se pensava anteriormente⁹³⁵.

Historicamente é possível que tenha ocorrido redução em sua área de ocupação ou extensão de ocorrência, visto que há um relato, não confirmado, para o estado de Pernambuco⁹³⁵, registro este localizado, portanto, ao norte do limite norte de sua distribuição atual, que é a região da Mata Atlântica costeira do sul de Sergipe.

Sua extensão de ocorrência é estimada em 71.427,8 km² utilizando apenas registros confirmados e 116.170,9 km² utilizando tanto registros confirmados como não confirmados⁹³⁵. Segundo o mapa de distribuição elaborado pelo ICMBio/CPB a extensão de ocorrência é de 189.282 km², aproximadamente, incluindo os dois hiatos de ocorrência, regiões no norte do Espírito Santo e entre o norte do Rio de Janeiro e sul do Espírito Santo. Não se sabe exatamente se a área de ocupação é maior que 2.000 km², entretanto, sabe-se que esta é de pelo menos 987km² (A. Hirsch & A.G. Chiarello, dados não publicados).

História natural

Esta espécie caracteriza-se por uma pelagem espessa de cor castanho-claro, uniforme por todo o corpo, sem distinção entre o dorso e o abdômen, e uma coleira de pelos longos e pretos ao redor do pescoço, geralmente mais longa e nítida na região dorsal anterior. Este tufo de pelos pretos está ausente nos filhotes e juvenis, cujo dorso varia do castanho ao marrom-claro⁶⁶² e nos indivíduos adultos, acima de 4 anos, a coleira preta é maior e mais negra nos machos do que nas fêmeas¹¹³⁵. Embora variável, o tufo preto é maior e composto por pelos mais longos nos machos do que nas fêmeas¹¹³⁵. Existem três populações geneticamente distintas desta espécie nos estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, respectivamente^{1134,1471,1472}. Os dados disponíveis até o momento indicam que a população localizada ao norte da distribuição da espécie, no sul da Bahia pode ser considerada, sob o ponto de vista genético, como uma subespécie separada¹¹³⁴, embora sejam indistinguíveis dos outros na morfologia externa²²²⁷.

A espécie possui hábitos solitário e arborícola restrito. Tem atividade diurna e noturna, dependendo da área ou região. É predominantemente diurna na Reserva Ecológica Santa Lúcia, Espírito Santo⁴³⁶ e predominantemente noturna na REBIO do Poço das Antas, Rio de Janeiro¹⁷⁵¹. Estudos recentes indicam que alguns indivíduos, de uma mesma localidade, podem apresentar atividade diurna, enquanto outros têm atividade noturna⁴⁴⁴. O nível de atividade de *Bradypus torquatus* é maior que a de outras espécies do mesmo gênero, e embora estas diferenças possam ser específicas para cada espécie, acredita-se que o alto nível de atividade da preguiça-de-coleira possa ser uma adaptação ao ambiente mais frio das montanhas da Mata Atlântica⁴³⁶. A dieta desta espécie é estritamente folívora, composta por espécies de árvores e cipós, sendo mais de 30 espécies até agora identificadas. Cada indivíduo consome cerca de 15 a 20 espécies/ano^{429,444}. Alimenta-se, preferencialmente, de folhas mais jovens e, raramente, flores e frutos⁴³⁷.

Habita tanto florestas localizadas ao nível do mar, sul da Bahia, centro-norte do Espírito Santo e norte do Rio de Janeiro, como florestas baixo-montanhas, 600 a 900 m de altitude. Até o momento, não foi encontrada acima dos 1.000 m, região serrana do Espírito Santo. Parece preferir as matas ombrófilas densas e ainda não foi encontrada em florestas semidecíduas ou decíduas⁴⁴³. Cerca de 80% dos pontos com ocorrência confirmada estão em Floresta Ombrófila⁹³⁵.

O táxon não é restrito a *habitat* primários. *Bradypus torquatus* é encontrada em matas primárias, mas também é capaz de sobreviver e até mesmo atingir altas densidades populacionais em matas secundárias, como já foi observado em fragmentos da região de Santa Maria de Jetibá e de Aracruz, na zona serrana e na baixada litorânea do Espírito Santo, respectivamente. Estudo recente sugere que a espécie ocorre



também nas florestas de cabucas, plantações de cacau sob matas nativas no sul da Bahia³⁹³. Esta espécie foi avistada em fragmentos menores de 20 ha, embora a persistência no longo prazo das populações nesses locais seja desconhecida²²⁷.

As áreas de vida desta espécie raramente excedem a 10 ha, muitas vezes são de 1 a 2 ha por preguiça⁴²⁹. Entre fêmeas, as áreas de vida têm pouca sobreposição com a de indivíduos vizinhos. As estimativas de área de vida desta espécie, em diferentes ambientes da Mata Atlântica do Brasil, foram de 5,7 ha no Rio de Janeiro¹⁷⁵¹, de 0,8 a 10,8 ha no Espírito Santo⁴⁴⁴ e de 3 a 5 ha na Bahia³⁹⁵. Cassano *et al.*³⁹³ obteve áreas de uso de 0,56 ha (fêmea adulta), 2,28 ha (macho juvenil) e até 29,33 ha para uma fêmea jovem que provavelmente se encontrava em movimento de dispersão, segundo os autores.

História de vida

Massa de adultos	
Fêmea	Pode atingir 10 kg de massa corpórea. No estudo de Lara-Ruiz & Chiarello ¹¹³⁵ , o peso corporal médio entre 21 fêmeas capturadas foi de 6,9 kg (5,1 a 10,1 kg) sendo que as fêmeas foram significativamente mais pesadas do que os machos. Estas medidas são maiores do que as reportadas por Emmons ⁶⁷³ (3,6 a 4,2 kg).
Macho	Pode atingir 9 kg de massa corpórea. Os 15 machos adultos capturados no estudo de Lara-Ruiz & Chiarello ¹¹³⁵ apresentaram peso médio de 6,15 kg (4,6 a 7,5 kg). Um macho adulto selvagem capturado em Santa Maria de Jetibá (ES), pesou 9 quilos ⁶¹³ .
Comprimento total	
Fêmea	Comprimento médio do corpo entre 45 e 50 cm ⁶⁷³ . No estudo de Lara-Ruiz & Chiarello ¹¹³⁵ o comprimento do corpo de fêmeas adultas (n = 21) variou de 59 a 75,2 cm (média = 68,0 cm).
Macho	No estudo de Lara-Ruiz & Chiarello ¹¹³⁵ o comprimento do corpo de machos adultos variou de 62 a 72 cm, com média de 64,6 cm (n = 15 machos adultos). As diferenças no tamanho corporal entre machos e fêmeas deste estudo não foram estatisticamente significativas. Um macho adulto capturado em Santa Maria de Jetibá (ES), apresentou comprimento corporal total de 74 cm, o maior já obtido para machos adultos até o momento ⁶¹³ .
Comprimento de cauda	
Fêmea	Em torno de 4,9 cm ²⁴³¹ e entre 4,8 e 5 cm ⁶⁷³ .
Macho	
Altura da orelha	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	
Razão sexual	
1:1,7 (M:F); estimativa baseada em 30 adultos, 11 machos e 19 fêmeas capturados no sul da Bahia, Espírito Santo e norte do Rio de Janeiro ⁴⁴⁴ .	
Sistema de acasalamento	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Uma fêmea selvagem monitorada por mais de 5 anos na região serrana do ES pariu regularmente um filhote, entre os meses de fevereiro e março, de 1999 a 2004, indicando um intervalo anual entre partos ¹¹³⁵ .	
Tempo médio e intervalo de gestação	
O período de gestação é desconhecido, mas ao que tudo indica deve ser semelhante às demais espécies do gênero, ou seja, em torno de seis meses ¹¹³⁵ . A ingestão de folhas pelo filhote começa com duas semanas de idade, entretanto a amamentação continua entre 2 e 4 meses de idade ¹¹³⁵ .	



Número de filhotes por gestação	
As fêmeas parem apenas um filhote por ano, que atinge a independência por volta dos 8 a 10 meses de vida, quando abandona a área da mãe para se estabelecer em outro local da floresta ⁴⁴⁴ .	
Idade de maturação dos indivíduos	
Fêmea	O estudo de Lara-Ruiz & Chiarello ¹¹³⁵ sugere que fêmeas podem estar sexualmente ativas assim que atingem o tamanho de adultos, em torno de 59 cm de tamanho corporal total, o que provavelmente ocorre a partir dos 3 anos de vida.
Macho	Desconhecida para a espécie.
Longevidade	
Um macho desta espécie vive no mínimo 12 anos ¹¹³⁵ .	
Tempo geracional	
A partir de Lara-Ruiz & Chiarello ¹¹³⁵ , o tempo geracional sugerido para esta espécie é de 7,5 anos, logo 3 gerações corresponde à 23 anos.	
Sazonalidade reprodutiva	
Os nascimentos ocorrem entre fevereiro e julho no Espírito Santo ¹¹³⁵ , e no Rio de Janeiro ocorrem ao longo do ano ¹⁷⁵² . Na maioria dos casos, as fêmeas têm a gestação e a lactação ocorrendo durante o período do ano em que as temperaturas são favoráveis e os alimentos preferidos são abundantes ⁶¹³ .	
Enfermidades: doenças e parasitas encontradas para o táxon	
Foram encontrados ectoparasitas na pelagem de 28 <i>Bradypus torquatus</i> , como os carrapatos <i>Amblyoma varium</i> e <i>Boophilus</i> sp., o besouro <i>Trichilium</i> sp. e a mariposa comensal <i>Cryptosis</i> sp. ¹⁷⁵² .	

População

Não há informações publicadas com relação à abundância de indivíduos ou densidade de populações. Entretanto, em algumas partes da Bahia e Espírito Santo é avistada com frequência, sugerindo que pode ser abundante em algumas localidades (A.G. Chiarello, dados não publicados).

A base de ocorrência desta espécie está em remanescentes florestais altamente fragmentados²²²⁷. Existem dois hiatos de distribuição geográfica desta espécie, sendo uma barreira natural que ocorre ao norte do Espírito Santo, provavelmente devido ao alto grau de deciduidade das florestas desta região e outra entre o norte do estado do Rio de Janeiro e sul do Espírito Santo⁹³⁵.

A tendência populacional é decrescente (A.G. Chiarello, dados não publicados). Embora partes da região serrana do Espírito Santo tenham recuperado parcialmente sua cobertura florestal nos últimos 20-30 anos, desmatamentos ainda persistem nos demais estados e mesmo no Espírito Santo, conforme relatórios recentes da SOS Mata Atlântica, o que leva a inferir que vem ocorrendo um decréscimo populacional.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram o desmatamento decorrente de expansão agrícola ou pecuária, a expansão urbana, o aumento da matriz rodoviária e incêndios.

As principais ameaças à espécie são a destruição das florestas⁶⁷³ e a perda da variabilidade genética decorrente do isolamento das populações pela fragmentação e descaracterização de *habitat*^{429,764,1134}. O isolamento de pequenas populações pode acarretar drástica redução de fluxo gênico, uma vez que a espécie tem movimentos lentos e mostra grande dificuldade em se deslocar por paisagens desflorestadas. Outros fatores decorrentes da fragmentação são o aumento da incidência de incêndios em unidades de conservação e o aumento da malha viária e do fluxo de tráfego, deflagrando ameaças importantes às populações desta espécie. A caça é considerada como uma ameaça secundária, visto que em algumas regiões, particularmente no sul da Bahia, as preguiças podem eventualmente ser apanhadas para venda ou consumo⁴⁴³.



Ações de conservação

Como as preguiças só ocorrem em matas, é preciso viabilizar estratégias para redução do desmatamento e da incidência de incêndios florestais⁴⁴³. Os estudos recentes indicam que suas maiores populações remanescentes estão localizadas no sul da Bahia (Ilhéus), centro-sul do Espírito Santo (Santa Teresa) e norte do Rio de Janeiro (Silva Jardim). Estas populações apresentam diversidade genética reduzida e se encontram geneticamente isoladas umas das outras^{1135,1136}. Por este motivo, Chiarello⁴⁴³ propõe que a estratégia que melhor resultaria em benefícios para a conservação da espécie seria promover o aumento da conexão entre fragmentos, visando a restauração do fluxo gênico, pelo menos em nível regional, o que possibilitaria que populações isoladas constituíssem metapopulações de fato. A translocação também é sugerida por Chiarello⁴⁴³, mas como as populações da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro têm composição genética própria^{1136,1472}, os locais de captura e soltura devem ser próximos e semelhantes do ponto de vista florístico e climático (o cruzamento de indivíduos de diferentes estados deve ser evitado).

Bradypus torquatus está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}.

Presença em unidades de conservação

Segundo Chiarello⁴⁴³ e Hirsch & Chiarello⁹³⁵, ocorre nas seguintes unidades de conservação:

Bahia: ESEC de Wenceslau Guimarães (observado), REBIO de Una (observado), RPPN Ecoparque de Una (observado), RPPN Serra do Teimoso (relato), RPPN Água Branca (observado), RPPN Fazenda São João, RPPN Fazenda Arte Verde, RPPN Salto Apepique, (oficina de avaliação), PE da Serra do Conduru (relato), PARNA da Serra das Lontras, REVIS de Una, APA Estadual Baía de Camamu, APA Estadual de Santo Antônio, APA Estadual Caraíva/Trancoso, APA Estadual Lagoa Encantada, APA Estadual Bacia do Cobre/São Bartolomeu, APA Estadual Costa de Itacaré/Serra Grande, (oficina de avaliação). Citado também para a Estação Experimental de Canavieiras (BA) (relato)^{443,935};

Espírito Santo: FLONA de Goytacazes (observado), REBIO de Comboios¹⁶⁷⁶ (observado), REBIO Augusto Ruschi (observado), REBIO Estadual de Duas Bocas (observado);

Rio de Janeiro: REBIO de União (observado), REBIO Poço das Antas¹⁷⁵² (observado), PM Fazenda Atalaia³⁹⁵ (observado), PE do Desengano (S.M. Vaz, dados não publicados), PE da Costa do Sol, APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, APA Estadual da Serra de Sapiatiba, RPPN Fazenda Barra do Sana, RPPN Araçari (oficina de avaliação). Boffy *et al.*²³² fez registros desta espécie no município de Teresópolis, próximo ao PARNA da Serra dos Órgãos, no município de Cachoeiras de Macacu, na região próxima ao PE dos Três Picos e no município de Nova Friburgo, região próxima ao PE de Nova Friburgo, sendo a presença desta espécie provável, mas ainda não confirmada para estas três UCs de Mata Atlântica do Rio de Janeiro.

Pesquisas

Existentes

“Mamíferos arborícolas (*Chaetomys subspinosus* e *Bradypus torquatus*) e implicações sobre a supressão vegetal” (UESC; SISBIOTA - Redes de pesquisa em funcionamento ecológico de paisagens florestais antrópicas/ Parceria UESC/UFPE/UnB/UFBA/CENA-USP); “Área de vida e seleção de *habitat* pela preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) no sul da Bahia (UESC). Há pesquisas em andamento para determinação precisa da área de ocupação e distribuição potencial desta espécie e estudos sobre diversidade genética nuclear (Programa de Pós-graduação em Biologia (Genética) e Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos - Cibio-Inbio, Universidade do Porto).

Necessárias

Dados de capacidade de dispersão, razão sexual, sistemas de acasalamento e densidade populacional são desconhecidos, porém necessários para planos de conservação e monitoramento desta espécie²²²⁷. Registros obtidos recentemente, como em um grande remanescente de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro²³², ilustram bem o quão pouco sabemos mesmo sobre distribuição geográfica. São necessários



também estudos taxonômicos, pois é possível que esta espécie seja um gênero diferente de *Bradypus*, (*Scaeopus*), conforme já sugerido por outros autores^{138,2429}. Estudos taxonômicos em nível de subespécie também são necessários, pois a população do sul da Bahia pode ser considerada uma subespécie separada das outras populações do Rio de Janeiro e do Espírito Santo)¹¹³⁴.

Myrmecophaga tridactyla Linnaeus, 1758

Flávia Regina Miranda, Adriano Garcia Chiarello, Fábio Röhe, Fernanda Góss Braga, Guilherme de Miranda Mourão, Guilherme Henrique Braga de Miranda, Kena Ferrari Moreira da Silva, Mariana de Andrade Faria-Corrêa, Sergio Maia Vaz & Sonia Cristina da Silva Belentani

Ordem: Pilosa

Família: Myrmecophagidae

Nomes comuns: tamanduá-bandeira, papa-formigas, tamanduá-açu²²²⁵, jurumi, jurumim, bandeira, bandurra (A. Bertassoni, com. pess., 2012)



Foto: Tereza Anacleto

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2c

Justificativa

Considerando a perda ocorrida e contínua do Cerrado, 49,1% nos últimos 50 anos, bioma que provavelmente abriga a maior fração da população da espécie, o avanço do arco do desmatamento no bioma Amazônico e perda de 88% do bioma Mata Atlântica, infere-se que pelo menos 30% da população foi perdida nos últimos 26 anos. Assim *Myrmecophaga tridactyla* foi considerada Vulnerável (VU) conforme o critério A2c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1345,1450}	VU A2cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,687a,684,686,688,688a,689}	Pará: VU Minas Gerais: VU Espírito Santo: RE Rio de Janeiro: Provavelmente Extinta São Paulo: Ameaçada Paraná: CR Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ^{1424,2226}	VU A2c

Distribuição geográfica

A espécie não é endêmica ao Brasil, ocorrendo também em Honduras, El Salvador, Nicarágua, Panamá,

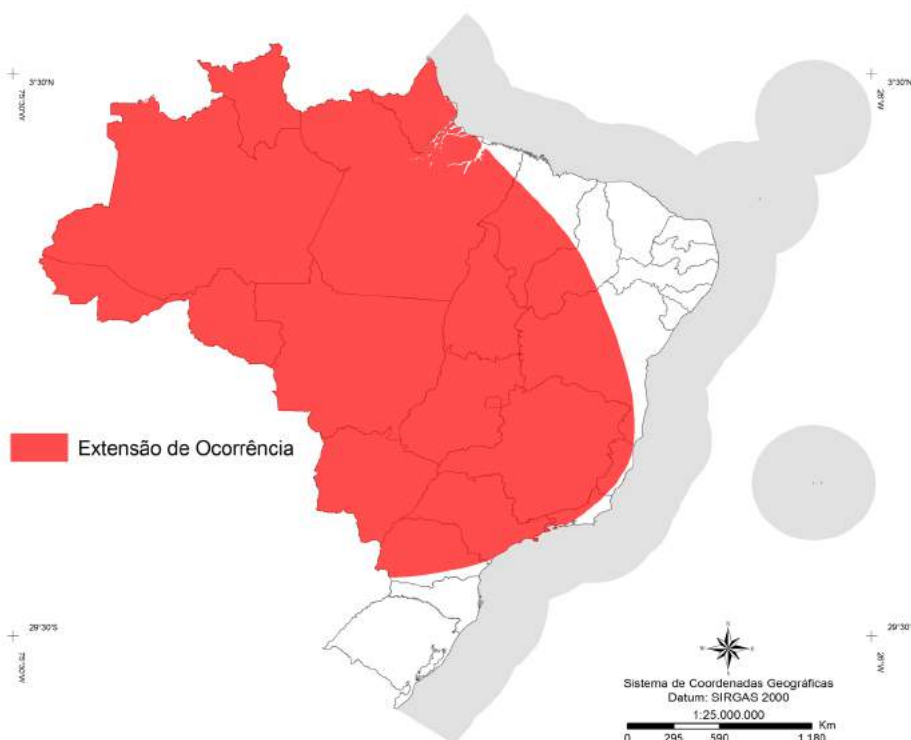


Colômbia, Equador ao leste do Andes, Venezuela, Guianas (Guiana, Suriname, Guiana Francesa), Peru, Bolívia, Paraguai, Argentina.

No Brasil está presente em todos os biomas brasileiros^{765,1644} e ocorre nos estados do Acre, Rondônia, Amazonas, Pará, Roraima, Amapá, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Distrito Federal, Tocantins, Maranhão, Piauí, Ceará, Bahia, Minas Gerais, São Paulo e Paraná. A distribuição geográfica conhecida do tamanduá-bandeira vai desde o sul de Belize e Guatemala, na América Central, até a América do Sul. Abrange áreas como oeste dos Andes, noroeste do Equador, leste andino, Colômbia, sul da Venezuela, sudeste da Bolívia, oeste do Paraguai, noroeste da Argentina, leste do Uruguai e Brasil^{2430,2431}. As áreas de ocorrência de *M. tridactyla* na costa brasileira foram recentemente retiradas de sua distribuição atual²²²⁶, embora estudos de inventário ainda sejam necessários nestas regiões¹⁴²⁴.

A presença desta espécie no bioma Caatinga ainda necessita de maiores pesquisas e amostragens. A ocorrência nos estados da PB, PE e CE foi primeiro mencionada por Marcgrave²¹⁰⁶. Silva²¹⁰⁶, por meio de entrevistas em 2010 com moradores do município de Alagoa Grande (PB), obteve relatos da presença recente dessa espécie na região, embora este autor não tenha encontrado nenhum espécime proveniente dos estados da Paraíba e Pernambuco nas coleções visitadas (Coleções da UFPB, UFPE e Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, MZUSP), o que reduz a confiabilidade dos relatos acima. Paiva²¹⁰⁶ cita a sua ocorrência no estado do Ceará com base em entrevistas a moradores, sendo considerada rara no estado. Há um registro de uma pele obtida de caçadores em 1999 no município de Parambu, Ceará²¹⁰⁶, o que reforça a necessidade de se confirmar as localidades de ocorrência atual de *M. tridactyla* neste estado. A ocorrência desta espécie deve ser confirmada também para a região do Boqueirão do Onça, no norte baiano no município de Campo Formoso, onde C.B. de Campos (com. pess., 2012), trabalhando por seis anos consecutivos, obteve um possível rastro e alguns relatos, inclusive de um indivíduo de tamanduá-bandeira que supostamente teria sido caçado na região.

Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica. Esta espécie está possivelmente extinta no Rio Grande do Sul (Criticamente em Perigo⁷⁷¹). Vaz²³⁴⁸ fazendo um levantamento nos três museus mais importantes do Brasil, encontrou apenas um registro histórico desta espécie no Museu de Zoologia da USP (MZUSP) para o Rio Grande do Sul que lista a localidade de São Lourenço do Sul como de ocorrência desta espécie. *M.*





tridactyla também está possivelmente extinta no Rio de Janeiro¹⁷³ e é considerada regionalmente extinta no Espírito Santo¹⁶⁷⁷. É possível que *M. tridactyla* ainda ocorra em Santa Catarina, embora não haja registros confirmados e tenha sido considerada rara no estado desde o início do século 20²³⁰⁰. É considerado extinto no município de Três Barras (SC)²³⁰⁰ ou, também em todo o estado^{425,2300}. Nos municípios de Rio Negrinho e Itaiópolis (SC) Tortato & Althoff²³⁰⁰ consideraram a presença desta espécie duvidosa na área de estudo, embora a região ainda tenha grandes remanescentes florestados, sendo precipitado considerar a espécie extinta onde foi bem descrita em entrevista na região. Segundo estes autores, a ausência de registros recentes para *M. tridactyla* no estado de Santa Catarina pode ser explicada por fatores biológicos como sua baixa densidade populacional e consequentemente baixa probabilidade de detecção, e poucos trabalhos envolvendo mamíferos, particularmente nas porções savânicas desse estado.

A extensão de ocorrência é de 6.680.891,92 km², valor calculado para a oficina de avaliação do estado de conservação de xenarthra brasileiros. Não se sabe a área de ocupação, entretanto é maior que 2.000 km².

História natural

O tamanduá-bandeira é facilmente reconhecido por seu tamanho, pela coloração distintiva da pelagem, com uma faixa diagonal preta de bordas brancas, pelo focinho longo e cilíndrico e cauda grande, com pelos grossos e compridos^{662,1554}. Os membros anteriores são fortemente musculosos e possuem quatro dedos todos com garras, sendo as do segundo e terceiro dedos as maiores. Os membros posteriores apresentam cinco dedos com unhas curtas²¹⁰³. Três subespécies são reconhecidas por Gardner⁸²⁴.

A espécie tem hábito terrestre e é solitária com exceção da mãe com seu filhote, durante o período de amamentação, e da época de reprodução, quando podem ser formados casais. Podem ter atividade ao longo do dia e da noite, dependendo da temperatura e da chuva^{356,662}.

Sua alimentação é constituída principalmente por formigas e cupins^{281,633,1346,1904}. Entretanto, há registro do consumo de larvas e adultos de besouros¹³⁴⁷, de abelhas, e provavelmente mel¹⁴²⁹.

A espécie é considerada boa nadadora. Nos Lavrados de Roraima foi registrado um tamanduá-bandeira em cima de uma árvore (L.S.M. Macedo, com. pess., 2012). Kreutz¹¹¹⁴ registrou tamanduás-bandeira efetuando marcações em troncos de árvores, arranhões, indicando que esse tipo de marcação pode ser resultado de uma maior competição intraespecífica resultante de um elevado nível de estresse em áreas de plantio da *Acacia* sp. Braga²⁸¹ também avaliou esse tipo de comportamento, sugerindo que o mesmo possa ser utilizado para comunicação entre co-específicos, relacionado ou não ao período de acasalamento, ou ainda ao nível de estresse ao qual estão submetidos os indivíduos em áreas de plantios de *Pinus* sp. A referida autora salienta a importância da avaliação correta dessas hipóteses.

Os tamanduás-bandeira toleram ampla variedade de *habitat*, desde campos limpos, cerrados, florestas, até campos com plantações¹⁴²⁹ a diferentes altitudes. Embora se associe muito ao Cerrado e aos Campos Limpos, no Pantanal da Nhecolândia os ambientes florestais são utilizados pela espécie para repouso e abrigo durante as horas mais quentes do dia, enquanto os Campos Limpos são utilizados durante as horas de temperatura mais amena para as atividades de alimentação^{355,356,1344,1349}.

O uso e preferência de *habitat* por esta espécie está amplamente relacionada com a temperatura ambiente e o que determina isso é a existência de um comportamento termorregulatório que influencia também seu padrão de atividade^{356,1904}. A espécie também ocorre nas Campinas e Campinaranas da Amazônia, assim como, nos Lavrados de Roraima (F. Röhe, dados não publicados).

O táxon não é restrito a *habitat* primários. Em área de Cerrado com predominância de campos, como o PARNA das Emas, Goiás, o tamanduá-bandeira foi capaz de utilizar áreas do entorno ocupadas por culturas agrícolas de algodão, milho e cana-de-açúcar; pastagens e remanescentes de vegetação natural para dispersão ou como parte ativa de sua área de vida²⁴¹¹. Miranda¹⁴²⁹ também registrou o uso de plantações de soja adjacentes ao PARNA das Emas, e Braga²⁸¹ estudou tamanduás-bandeira em áreas de silvicultura no Paraná. Há registros desta espécie em plantações de *Acacia mangium* em Roraima^{1113,1114}.

Existem grandes variações da área de vida desta espécie, sendo que nos Llanos da Venezuela o valor encontrado foi de 2.500 ha¹³⁴⁷, no PARNA da Serra da Canastra, em Minas Gerais, a área de vida média para as fêmeas foi de 367 ha, e para os machos foi de 274 ha²⁰⁸⁸. No PARNA das Emas, em Goiás, a área de vida média das fêmeas foi de 693 ha, e dos machos de 1.080 ha¹⁴²⁹, nas savanas de Roraima a área de



vida média das fêmeas foi de 490 ha, e dos machos igual a 380 ha^{1242,1243}, e no Paraná a área de vida de uma fêmea foi de 160 ha, e de um macho foi de 892 ha²⁸¹. Já no Pantanal da Nhecolândia, porção centro-sul do Pantanal, a área de vida de uma única fêmea monitorada foi de 1.190 ha, enquanto que a área de vida média dos machos foi de 570 ha¹³⁴⁴.

Estudos conduzidos com o uso de sistemas de posicionamento global – GPS registraram uma área de vida de 1.900 ha de uma fêmea no Pantanal^{1344,1494}. O uso do sistema GPS indicou que em menos de vinte dias, os tamanduás-bandeira usam áreas equivalentes ou até maiores do que as áreas de vida estimadas após vários meses de monitoramento por radiotelemetria convencional VHF^{356,1242,1344,1904,2101}. Ocorre intensa sobreposição nas áreas de vida desta espécie, em ambos os sexos^{355,1242,1344,1429,2088}. Apesar da sobreposição, alguns encontros agonísticos já foram registrados no PARNA da Serra da Canastra, no Pantanal da Nhecolândia e plantações de acácias e savanas de Roraima^{1113,1114,1242,1891,2088}.

História de vida

Massa de adultos	
Fêmea	Média de 31,5 kg (variando entre 25,9 e 36 kg, n = 7) ²¹²⁵ , podendo chegar até mais de 45
Macho	kg ¹³⁴⁷ .
Comprimento total	
Fêmea	É usualmente de 1 a 1,2 metros ¹⁵⁵⁵ . Segundo Miranda ¹⁴²⁹ , média de 1,20 m (variando entre
Macho	1,08 e 1,33 m, n = 7).
Comprimento de cauda	
Fêmea	Varia entre 65 e 90 cm ¹⁵⁵⁵ . Segundo Miranda ¹⁴²⁹ , média de 67 cm (n = 7).
Macho	Varia entre 65 e 90 cm ¹⁵⁵⁵ . Segundo Miranda ¹⁴²⁹ , média de 63 cm (n = 8).
Altura da orelha	
Fêmea	4,67 ± 0,47 cm (3,5-5,0 cm) ²⁴³¹ . Segundo Miranda ¹⁴²⁹ , média de 47,3 mm (n = 7).
Macho	4,67 ± 0,47 cm (3,5-5,0 cm) ²⁴³¹ . Segundo Miranda ¹⁴²⁹ , média de 46,5 mm (n = 18).
Razão sexual	
(1,5:1) ¹⁴²⁹ ; (1,25:1) ²⁰⁸⁸ ; (3:1) ¹³⁴⁹ ; (2:1) ³⁵⁵ .	
Sistema de acasalamento	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
O intervalo entre os nascimentos pode atingir nove meses ⁶⁶² .	
Tempo médio e intervalo de gestação	
O período de gestação descrito para a espécie é em média de 183 a 190 dias.	
Número de filhotes por gestação	
Esta espécie tem um filhote por gestação, embora já tenha nascidos gêmeos em cativeiro. A mãe carrega o filhote no dorso por cerca de seis a nove meses ⁶⁶² e este, quando mais crescido, pode descer do dorso da mãe para forragear formigas e cupins, ficando com a mãe até a próxima gravidez.	
Idade de maturação dos indivíduos	
Fêmea	A espécie atinge a maturidade sexual entre os 2,5 e 4 anos de idade ¹⁵⁵⁵ .
Macho	
Longevidade	
Em cativeiro, o tempo de vida registrado foi de 25 anos ¹⁵⁵⁴ . No zoológico de Krefeld, Alemanha, uma fêmea de tamanduá-bandeira viveu por 30 anos (G.P. Jimeno, com. pess., 2012) e no Zoológico de São Paulo existe atualmente uma fêmea com 32 anos ²⁸⁰ .	
Tempo geracional	
Tempo geracional estimado em 8,5 anos, sendo considerado o período de 3 gerações, igual a 26 anos.	



Sazonalidade reprodutiva
Desconhecida para a espécie.
Enfermidades: doenças e parasitas encontradas para o táxon
Para o Pantanal Sul Mato-grossense foram coletados 309 ectoparasitas em 12 tamanduás-bandeiras, sendo a espécie mais frequente, o carrapato <i>Amblyomma cajennense</i> , seguido de <i>Amblyomma parvum</i> ¹³⁴⁹ . Já no Pantanal Norte, foram encontrados <i>Amblyomma cajennense</i> , <i>Amblyomma dubitatum</i> , <i>Amblyomma nodosum</i> , <i>Amblyomma ponense</i> e <i>Amblyomma parvum</i> parasitando essa espécie ¹⁴²⁷ . No estado do Paraná, Braga ²⁸¹ encontrou apenas <i>Amblyomma calcaratum</i> parasitando tamanduás-bandeira, reforçando o constatado por Arzuza <i>et al.</i> ⁹³ . Miranda ¹⁴²⁷ ao levantar as enfermidades de tamanduás bandeira em vida livre de três diferentes áreas: PARNA das Emas, PARNA da Serra da Canastra e Pantanal-Matogrossense, encontrou indivíduos soropositivos para <i>Brucella abortus</i> , <i>Leptospira</i> sp., <i>Sorovar butembo</i> , <i>Australis</i> sp., <i>Icterohaemorrhagiae</i> sp., <i>Bataviae</i> sp., <i>Autumnalis</i> sp., <i>Shermani</i> sp. e <i>Fortbragg</i> sp.

População

Não há informações com relação à abundância de indivíduos. Embora esta espécie em alguns locais seja comum, como nos Lavrados de Roraima (G.M. Mourão, dados não publicados), a espécie possui informações de densidade somente para os biomas Pantanal e Cerrado.

Estimativas de densidade ou de tamanho da população existentes: no Cerrado do PARNA das Emas, Miranda *et al.*¹⁴²⁸ estimaram a densidade de tamanduás-bandeira em 0,2 indivíduos/km² usando transectos aéreos e 0,004 ind/km² usando transectos lineares terrestres. Ainda no PARNA das Emas, Silveira *et al.*²¹⁵⁴ obtiveram uma densidade de 0,63 ind/ha, por meio de amostragem de distância (*distance sampling*) de tamanduás mortos em queimada que atingiu 100% do parque em 1994. Após este evento de fogo, Silveira *et al.*²¹⁵⁴ estimaram uma densidade de até 0,00085 indivíduos/ha. A densidade desta espécie estimada para o Cerrado da Serra da Canastra foi de 1,3 tamanduás/km² pelo método de captura-recaptura²⁰⁸⁸, 1-2 ind/km² pelo método de contagem tempo/área e 0,17-1,31 ind/km² usando contagem por estradas (transectos)²⁰⁸⁷. Para o Pantanal, Coutinho *et al.*⁵²², estimaram uma densidade de 0,035 ind/km² por meio de levantamentos aéreos; e Desbiez & Medri⁶⁰⁵ uma densidade de 0,15 ind/km² por meio de transectos lineares.

As populações do Cerrado e Mata Atlântica podem estar sofrendo com a fragmentação nestes biomas.

Embora relativamente estável no Pantanal e Amazônia, no Cerrado a população da espécie deve estar sendo drasticamente reduzida em função do desmatamento continuado decorrente da conversão de *habitat* para a agricultura e ampliação da infraestrutura, por exemplo, construção de reservatórios de hidrelétricas e linhas de transmissão. *Myrmecophaga tridactyla* necessita de áreas florestadas e quando há a supressão total desta vegetação, esta espécie desaparece da região afetada.

Esta espécie está quase extinta na Mata Atlântica e possivelmente extinta no Pampa, embora ainda seja possível sua ocorrência neste bioma. Além disto, considerando a perda ocorrida e contínua do Cerrado, 49,1% nos últimos 50 anos, bioma que provavelmente abriga a maior fração da população da espécie, o avanço do arco do desmatamento no bioma amazônico e perda de 88% do bioma Mata Atlântica⁹⁶⁵.

Suspeita-se que exista aporte de indivíduos de fora do Brasil, entretanto não há informações sobre a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Além disto, existem evidências de aumento nos níveis de ameaça fora do Brasil, uma vez que a espécie parece estar extinta em Belize e Guatemala, é considerada extinta também no Uruguai, e está provavelmente extinta na Costa Rica^{697,2226}.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndio, agricultura, pecuária, desmatamento, aumento da matriz rodoviária, desconexão de *habitat* e redução de *habitat*. Outras ameaças secundárias ou regionais são: caça, perseguição, envenenamento indireto por inseticidas aplicados para o controle de formigas e cupins em áreas de plantios e de pecuária²⁸¹ (A. Bertassoni, com. pess., 2012) e enfermidades



infecciosas reprodutivas.

A deterioração e redução de *habitat* são apontadas como as principais causas de declínio das populações de tamanduá-bandeira^{486,767}. Em regiões onde temperaturas atingem valores fora da variação de 15 a 36°C¹³³⁵, a espécie necessita da disponibilidade de *habitat* arbóreos para proteger-se do calor ou do frio excessivo³⁵⁶. Outros fatores que contribuem para a rarefação das populações desta espécie são a caça^{1154,1734}, o fogo²¹⁵⁴ e os atropelamentos rodoviários⁷⁵³.

Segundo a “Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul”¹²⁸², o tamanduá-bandeira, avaliado como Criticamente Ameaçado neste estado, tem como principais ameaças a expansão da agricultura, fogo, perseguição e atropelamentos rodoviários.

O “Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no estado do Paraná”¹⁴¹⁹ inclui, além destas ameaças, a caça e cães domésticos, ameaças também citadas no Plano de Conservação para tamanduá-bandeira no Paraná²⁸⁰. Miranda¹⁴²⁷ relatou que por se tratar de uma espécie que possui baixo potencial reprodutivo, apresenta cuidado parental prolongado, longos períodos de gestação e somente uma cria por ano, patógenos que possam afetar o sucesso reprodutivo, podem ser extremamente nocivos para populações de tamanduás-bandeira em vida livre.

Ações de conservação

Myrmecophaga tridactyla está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Segundo Medri & Mourão¹³⁴⁵, a etapa inicial para a conservação do tamanduá-bandeira deve focar a realização de estudos sobre a situação atual e a biologia da espécie em sua área de distribuição. É importante também haver troca de informações entre os pesquisadores de campo e os de cativeiro para o planejamento de ações adequadas à conservação da espécie *in situ* e *ex situ*. As áreas mais representativas para as populações de tamanduás-bandeira devem ser mais intensamente conservadas com a criação de novas unidades de conservação ou a preservação daquelas que já existem. Além disso, será preciso efetivar a conexão dessas áreas pela implantação de corredores ecológicos. A manutenção de manchas de florestas e de cerradões em áreas de uso agropecuário e o controle da caça nessas áreas, podem favorecer populações locais de tamanduás-bandeira. Programas de educação ambiental, enfatizando a sobrevivência da espécie, devem ser implantados nas áreas de sua ocorrência, especialmente ao longo das rodovias, para minimizar os atropelamentos desses animais. Em especial, nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, tais programas deveriam desmistificar a crendice popular que associa o tamanduá-bandeira à má sorte. Nas áreas onde ocorre caça de subsistência sobre a espécie, é necessário implantar alternativas de desenvolvimento sustentável para a comunidade humana local. Planos de manejo de incêndios devem ser feitos nas áreas em que esses eventos são comuns. O Plano de Conservação para *Myrmecophaga tridactyla* no Paraná propõe, além de outras medidas, assegurar que a análise, licenciamento e aprovação de empreendimentos econômicos desenvolvidos nas áreas de ocorrência atual da espécie contemplem medidas mitigadoras e compensatórias que gerem benefícios à sua conservação; e a avaliação do controle químico de formigas em áreas cultivadas e seu impacto sobre a espécie²⁸⁰. O tamanduá-bandeira está presente no Anexo II da “Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora” - CITES⁴⁴⁹.

Presença em unidades de conservação

Amapá: PARNA do Cabo Orange, ESEC do Jari, PARNA Montanhas do Tumucumaque²¹⁰² ESEC de Maracá-Jipioca¹³⁴⁵;

Roraima: PARNA do Viruá¹⁵⁸⁸, ESEC de Maracá¹³¹;

Amazonas: ESEC Juami-Japurá (F. R. Miranda, dados não publicados), FLONA do Purus⁹⁷⁰, REBIO de Uatumã³²⁹, RESEX Arapixi⁹⁷⁵, PARNA do Jaú¹⁰⁰⁵, RDS Estadual Igapó-Açu, RDS Estadual do Rio Madeira, PE do Matupiri (oficina de avaliação);

Amazonas/Pará: PARNA da Amazônia⁸³¹;

Pará: FLONA de Saracá-Taquera¹⁵⁸⁶, FLONA de Caxiuanã¹³¹¹, FLONA Tapajós (S.M. Vaz, dados não publicados), REBIO do Rio Trombetas⁹⁵⁹, RESEX Tapajós-Arapiuns¹⁷²³, APA do Igarapé Gelado, FLONA de Carajás, FLONA do Crepori, FLONA do Trairão, PARNA da Serra do Pardo, PARNA do



Jamannim, APA do Arquipélago de Marajó (oficina de avaliação);
Acre: PARNA Serra do Divisor³⁴⁴, ESEC Rio Acre (oficina de avaliação);
Rondônia: PARNA de Pacaás Novos¹³⁴⁵, FLONA do Jamari¹¹⁰⁶;
Tocantins: PE do Araguaia²⁰⁷⁹, PARNA do Araguaia⁹⁵⁷, PE do Cantão^{1869,2461}, APA Estadual Ilha do Bananal/Cantão (oficina de avaliação), ESEC Serra Geral do Tocantins³⁷³;
Rondônia/Mato Grosso/Amazonas: PARNA dos Campos Amazônicos;
Piauí: PARNA da Serra da Capivara^{1633,1736}, PARNA da Serra das Confusões⁹¹², ESEC de Uruçuí-Una²⁴⁶¹;
Piauí/Maranhão: PARNA das Nascentes do Rio Parnaíba¹³⁴⁵;
Bahia: PARNA da Chapada Diamantina¹³⁴⁵, APA Estadual do Rio Preto (oficina de avaliação);
Goiás: RPPN da Fazenda Rio Negro¹³⁴⁵, PARNA da Chapada dos Veadeiros¹⁵⁷⁷, PARNA das Emas^{1908,2016}, APA Estadual dos Pirineus, APA Estadual do Encantado, APA Estadual Pouso Alto (oficina de avaliação);
Distrito Federal: PARNA de Brasília, ESEC de Águas Emendadas^{1045,1577}, APA da Bacia do Rio São Bartolomeu, APA do Planalto Central, APA Estadual de Cafuringa, APA Estadual dos Ribeirões do Gama e Cabeça de Veado (oficina de avaliação);
Mato Grosso: PARNA da Chapada dos Guimarães, PARNA do Pantanal Mato-grossense¹³⁴⁵, REBIO Municipal Mario Viana¹⁸⁸⁷, RPPN da Estância Ecológica SESC-Pantanal¹³⁴⁵, ESEC Serra das Araras²⁰⁴⁵, PE do Cristalino¹⁸⁹⁰, APA Estadual da Chapada dos Guimarães (oficina de avaliação), PARNA do Juruena (oficina de avaliação);
Mato Grosso do Sul: RPPN Engenheiro Eliezer Batista (V. Garcia, com. pess., 2012), RPPN Dona Aracy (A. Bertassoni, com. pess., 2012), PARNA da Serra da Bodoquena³³⁸, APA Estadual Estrada Parque de Piraputanga, PE Várzeas do Rio Ivinhema (oficina de avaliação);
Minas Gerais: PARNA Grande Sertão Veredas¹⁵⁷⁷, PARNA das Sempre-Vivas¹³⁴⁵, PARNA da Serra da Canastra^{1577,2087}, PE do Rio Preto¹¹⁸⁵, RPPN Reserva do Jacob¹³⁴⁵, RPPN Galheiros¹³⁴⁵, ESEC do Panga³¹⁵, ESEC de Pirapitinga¹³⁴⁵, PE Veredas do Peruaçu⁷³³, APA Cavernas do Peruaçu (oficina de avaliação);
São Paulo: APA de Corumbataí, Botucatu e Tejuapá⁴⁵, ESEC de Angatuba¹³⁴⁵, ESEC de Jataí (K.F.M. Silva, dados não publicados), ESEC de Paranapanema¹³⁴⁵, Floresta Estadual de Cajuru, PE do Morro do Diabo⁶⁹⁹, ARIE Cerrado Pé-de-Gigante, PE das Furnas do Bom Jesus, PE Carlos Botelho, PE de Vassununga, PE de Porto Ferreira (oficina de avaliação);
Paraná: PE do Cerrado²³⁸⁰, APA da Escarpa Devoniana²⁸¹, PARNA do Iguaçu, PARNA de Ilha Grande, PE do Guartelá¹³⁴⁵;
São Paulo/Paraná/Mato Grosso do Sul: APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (oficina de avaliação).

Áreas protegidas com confirmação de extinção local do táxon:

Espírito Santo: REBIO de Sooretama (A.G Chiarello, dados não publicados);

Paraná: PE Vila Velha (F.G. Braga, dados não publicados).

Pesquisas

Existentes

Ocupação da paisagem pelo tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em áreas de cerrado com diferentes níveis de perturbação no nordeste paulista” (Natália F. Versiani e Adriano G. Chiarello);
Ocorrência e distribuição de tamanduás no Rio Grande do Sul; Theris/Tamanduás – RS.

Necessárias

Pesquisas científicas que levantem dados como densidade populacional, população mínima viável, análise genética das populações, tamanho da área de vida, dieta e utilização de *habitat* são fundamentais para o entendimento dos requisitos ecológicos da espécie¹³⁴⁵. Estudos sobre a reprodução, período de cio e acasalamento, comportamento reprodutivo, cuidado parental, dispersão de filhotes relacionado com sobreposição da área de vida da mãe, da espécie são importantes, pois esses dados não são conhecidos para vida livre. Além disso, estudos em áreas fragmentadas, com perturbações antrópicas e áreas de agro-silvicultura devem ser conduzidos para permitir a compreensão de como a espécie responde ecologicamente as alterações ambientais (A. Bertassoni, com. pess., 2012). Áreas do estado de São Paulo e nordeste do Brasil contam somente com registros de inventários, visualizações diretas, etc, sem



haver estudo com foco na espécie (A. Bertassoni, com. pess., 2012). Devido a sua ampla distribuição no território brasileiro, o estudo de variação geográfica se torna necessário para analisar as diferentes populações existentes.

Priodontes maximus (Kerr, 1792)

Adriano Garcia Chiarello, Fábio Röhe, Flávia Regina Miranda, Guilherme de Miranda Mourão, Kena Ferrari Moreira da Silva, Sergio Maia Vaz & Teresa Cristina da Silveira Anacleto

Ordem: Cingulata

Família: Dasypodidae

Nomes comuns: tatu-canastra, tatu-açú²²²⁵



Foto: Fábio Röhe

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2cd

Justificativa

Considerando a caça direcionada, a perda ocorrida e contínua do Cerrado, 49,1% nos últimos 50 anos, o avanço do arco do desmatamento no bioma amazônico e perda de 88% do bioma Mata Atlântica, infere-se que pelo menos 30% da população foi perdida nos últimos 24 anos. Assim, *Priodontes maximus* foi considerada Vulnerável (VU) conforme o critério A2cd. É estimado que, assumindo a densidade da espécie para uma área conhecida no Cerrado, PARNA de Emas, o quantitativo remanescente da mesma nos poucos fragmentos de Mata Atlântica com ocorrência confirmada, não superaria os 250 indivíduos maduros, e considerando que a maior área contígua de floresta está na casa dos 40.000 ha, nenhuma população possuiria mais de 50 indivíduos maduros. Assim para a Mata Atlântica a espécie *Priodontes maximus* foi categorizada como Criticamente em Perigo (CR), pelo critério C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{294,1271}	VU A2cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,686,687a,688}	Pará: VU Minas Gerais: EN Espírito Santo: CR Rio de Janeiro: CR São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ¹	VU A2cd



Distribuição geográfica

A espécie não é endêmica ao Brasil, ocorrendo também na Venezuela, Guianas (Guiana Francesa, Guiana, Suriname), Colômbia, Equador, Peru, Bolívia, Paraguai e na Argentina¹.

Segundo Wetzel²⁴³⁰⁻²⁴³², com base em informações de material depositado em museus, coleções científicas e outros registros, a distribuição geográfica do tatu-canastra cobre grande parte da América do Sul, a leste dos Andes, noroeste da Venezuela e sul das Guianas, Colômbia, Equador, Peru e Bolívia até o noroeste da Argentina, Paraguai e sudeste do Brasil, incluindo um registro no Rio Grande do Sul, embora possa se tratar de um equívoco (T.C.S. Anacleto, dados não publicados). Esta espécie tem atualmente seus registros concentrados para a Amazônia, Pantanal e Cerrado^{766,1644}. Os registros na Mata Atlântica são muito raros, sendo que recentemente alguns registros foram feitos apenas para remanescentes florestais de Minas Gerais e Espírito Santo²¹⁹⁵.

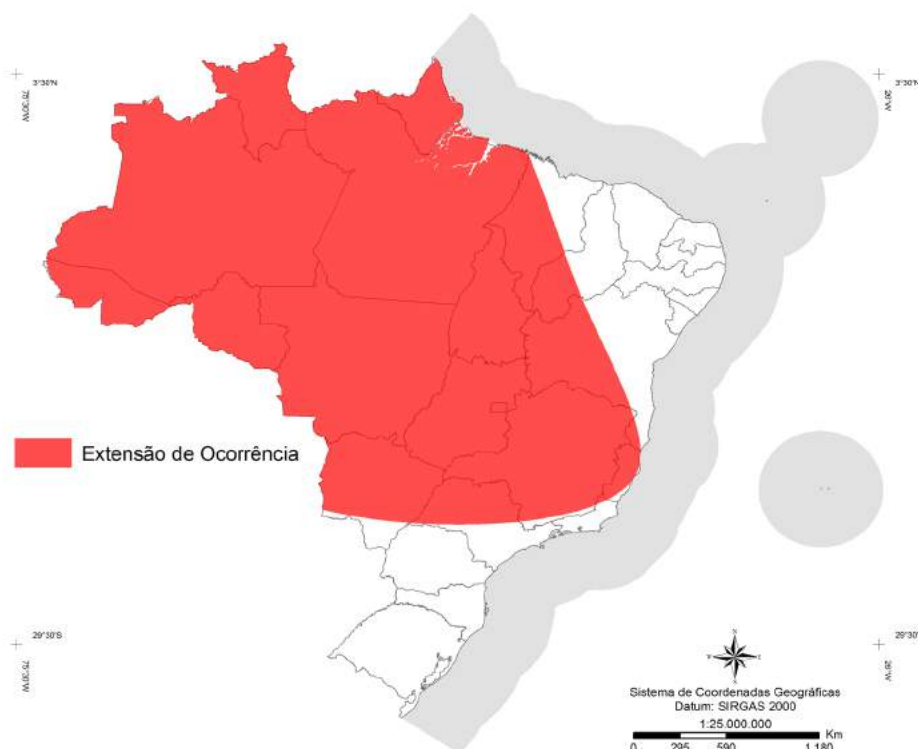
O tatu-canastra possui registros confirmados para os estados do Acre, Rondônia, Amazonas, Roraima, Pará, Amapá, Maranhão, Piauí, Tocantins, Goiás, Distrito Federal, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Espírito Santo e oeste do estado da Bahia.

Existem áreas onde o táxon supostamente ocorra ou que necessitem de maior amostragem e pesquisa. Extensivos levantamentos da mastofauna realizados nos remanescentes de Mata Atlântica têm falhado em detectar a presença desta espécie, apesar do tatu-canastra deixar rastros, por meio de tocas e pegadas, bem conspícuos no ambiente. Um exemplo é que inventários anteriores ao de Srbek-Araújo *et al.*²¹⁹⁵, foram incapazes de registrar a presença desta espécie em dois fragmentos de Mata Atlântica do Espírito Santo e Minas Gerais.

Os escassos registros, históricos e recentes, de *Priodontes maximus* na Mata Atlântica sugerem que esta espécie nunca foi abundante neste bioma²¹⁹⁵, o que não exclui a necessidade de estudos em remanescentes ainda não investigados, e que potencialmente, podem estar abrigando populações desta espécie.

Provavelmente a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica. A distribuição original da espécie abrangia quase todo o Brasil, à exceção de alguns estados do nordeste, como Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Sergipe, onde parece nunca ter sido registrada¹²⁷¹.

Esta espécie desapareceu em boa parte de sua distribuição sul. Atualmente, a espécie está extinta no





Paraná e restrita a poucas localidades no sudeste do Brasil¹²⁷¹. Está provavelmente extinta no estado de São Paulo e em vias de extinção no Espírito Santo.

A extensão de ocorrência é 5.996.921 km² (valor calculado para a oficina de avaliação do estado de conservação de xenarthra brasileiros). Não se sabe a área de ocupação, entretanto é maior que 2.000 km².

História natural

O tatu-canastra, *Priodontes maximus* é a maior espécie vivente da Magna Ordem Xenarthra. Pode possuir de 11 a 13 cintas móveis altamente flexíveis, poucos pêlos esparsos pelo corpo, coloração marrom-escura, exceto na cabeça e na cauda e ao redor da borda de sua carapaça, que apresenta uma faixa clara¹⁵⁵⁵. A cauda longa e afilada é coberta por pequenos escudos pentagonais⁶⁷³. A garra do terceiro dedo mede cerca de 20 cm ao longo de sua curvatura¹⁵⁵⁵, utilizada na escavação de tocas e procura de alimentos. Tem cromossomos diplóides ($2n = 50$)¹⁸⁴⁰.

A espécie tem hábito solitário e só encontra outros indivíduos na época do acasalamento. Fonseca *et al.*⁷⁶⁵ a consideraram semi-fossorial, discordando parcialmente de Eisenberg & Redford⁶⁶², que a consideraram fossorial, pois pode permanecer na toca por vários dias, sendo raramente vista.

A espécie tem hábito principalmente noturno^{662,1551}. Silveira *et al.*²¹⁵⁰ com armadilhas fotográficas encontraram um pico de atividade entre 02:01h às 04:00h no PARNA das Emas (GO). As duas únicas visualizações de espécimes ativos durante o dia neste estudo foram de um indivíduo caminhando em uma estrada às 10:15 h em abril de 2007 e outro escavando uma toca às 12:30 h, em junho de 2007. Para a Mata Atlântica, Srbek-Araujo *et al.*²¹⁹⁵ registraram esta espécie por armadilhas fotográficas entre 22:00 h e 03:30 h no PE do Rio Doce (MG). Neste mesmo Parque, estudo mais recente registrou a espécie, também por armadilhas fotográficas, entre 00:42 h e 05:34 h (Chiarello *et al.*, dados não publicados).

A dieta do tatu-canastra é constituída principalmente de cupins e formigas e ocasionalmente de outros insetos, aranhas, minhocas, larvas, cobras e carniça^{55,1554,1839}.

Muitas vezes, as tocas do tatu-canastra são utilizadas para determinar a existência das populações na natureza e a preferência de *habitat* da espécie. As tocas desta espécie são muitas vezes escavadas na base de cupinzeiros e têm em média cerca de 31 cm de altura e de 47 cm de largura³⁸¹. Ao contrário de outros tatus, esta espécie frequentemente destrói os cupinzeiros quando está se alimentando⁶⁶². Portanto, o tatu-canastra tem papel, provavelmente importante, na regulação das populações desses insetos. Cupinzeiros destruídos até o nível do solo e espalhados numa área circular considerável, são boas evidências da presença da espécie no local¹¹⁸⁹.

O tatu-canastra é encontrado em áreas de Cerrado e florestas tropicais⁶⁶². Habita florestas tropicais e subtropicais, cerrado, ambientes xerófilos e planícies de inundação¹⁶⁷¹. No Brasil Central, a espécie utiliza preferencialmente o Cerrado, enquanto outros *habitat*, como mata e campo úmido, são utilizados em menor proporção, principalmente para as atividades de alimentação⁵⁶. Santos-Filho & Silva²⁰⁴⁵ encontraram a espécie em cerrado *sensu strictu*, mas ausente da mata ciliar e floresta de palmeira dominada por *Orbignia martiniana* no Mato Grosso. Os animais no PARNA Emas (GO), mostraram uma forte preferência por *habitat* abertos, como campos, cerrados abertos, pastagens e as bordas de várzeas²¹⁵⁰. No sul do Amazonas, esta espécie foi encontrada em floresta de tabocas (F. Röhe, dados não publicados).

A espécie não é restrita a *habitat* primários. No PARNA das Emas esta espécie foi capaz de utilizar áreas do entorno do PARNA ocupadas por culturas agrícolas de algodão, milho e cana-de-açúcar; pastagens e remanescentes de vegetação natural para dispersão ou como parte ativa de sua área de vida, embora as evidências de escavação ou amostras de fezes não foram encontrados a mais de 100 metros de *habitat* nativo^{2150,2411}.

A seleção de *habitat* aparentemente não é afetada pelo fogo, pois em um estudo no cerrado do Mato Grosso, Prada & Marinho Filho¹⁷⁸³ observaram que *Priodontes maximus* utilizou as áreas queimadas com a mesma frequência do que áreas não queimadas para forrageamento. O fato de não haver diferença significativa no uso das áreas, sugere que o fogo não estaria alterando diretamente as presas principais desta espécie, os cupins.

A área de vida mínima registrada para um indivíduo foi de 726,5 ha⁶⁷⁹. Para os tatus-canastras monitorados no PARNA das Emas a média da área de vida foi de 1.000 ha²¹⁵⁰. O maior valor estimado para a área de vida do tatu-canastra até o momento foi de 1.500 ha, registrado por Noss *et al.*¹⁵⁵¹ no Chaco Boliviano.



História de vida

Massa de adultos	
Fêmea	A espécie pode chegar a 60 kg ¹⁵⁵⁵ , enquanto que em cativeiro até 80 kg ¹⁶⁷¹ . Média de 28,0 kg no PARNA das Emas (GO) ²¹⁵⁰ .
Macho	Média de 44,40kg no PARNA das Emas ²¹⁵⁰ .
Comprimento total	
Fêmea	Em torno de 75 a 100 cm ¹⁵⁵⁵ . No PARNA das Emas, tiveram uma média de 137,74 cm ²¹⁵⁰ .
Macho	Em torno de 75 a 100 cm ¹⁵⁵⁵ . No PARNA das Emas, os machos com 155,90 cm foram maiores do que as fêmeas ²¹⁵⁰ .
Comprimento de cauda	
Fêmea	Cerca de 50 cm ¹⁵⁵⁵ .
Macho	
Altura da orelha	
Fêmea	Entre 4,7 a 5,9 cm ⁶⁷³ .
Macho	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Sistema de acasalamento	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo médio e intervalo de gestação	
Em torno de 4 meses e o desmame ocorre quando o filhote atinge cerca de 4 a 6 semanas de idade ¹⁵⁵⁵ .	
Número de filhotes por gestação	
A fêmea do tatu-canastra possui duas mamas ¹⁵⁵⁴ e usualmente tem apenas um filhote por vez, mas o nascimento de dois filhotes já foi registrado ¹²⁷¹ .	
Idade de maturação dos indivíduos	
Fêmea	Ocorre por volta dos 9 aos 12 meses ¹⁵⁵⁵ .
Macho	
Longevidade	
De 12 a 15 anos ¹⁵⁵⁵ .	
Tempo geracional	
8 anos, logo 3 gerações correspondem a 24 anos.	
Sazonalidade reprodutiva	
Desconhecida para a espécie.	
Enfermidades: doenças e parasitas encontradas para o táxon	
No norte do Pantanal Mato-grossense foram coletados cinco espécimes de <i>Amblyomma cajennense</i> (Ixodidae) em dois indivíduos adultos de <i>Priodontes maximus</i> ¹⁴²⁶ . Linardi & Guimarães ¹²⁰¹ coletaram e identificaram a pulga <i>Tunga terasma</i> (Siphonaptera) parasitando indivíduo capturado em Anápolis, Goiás. A toxoplasmose é uma zoonose amplamente difundida que afeta animais silvestres e o homem, causada pelo protozoário <i>Toxoplasma gondii</i> . Sogorb <i>et al.</i> ²¹⁷¹ registraram testes positivos para toxoplasmose para <i>P. maximus</i> no estado de São Paulo. A infecção de seres humanos através do consumo de carne mal cozida é uma possibilidade de contágio.	

População

Esta espécie é naturalmente rara^{1,1271,2195}. Silveira *et al.*²¹⁵⁰ estimam uma população de 50 indivíduos para o PARNA das Emas.



Foi estimada uma densidade média mínima de 3,36 animais/100 km² por meio de armadilhas fotográficas no PARNA das Emas²¹⁵⁰. Noss *et al.*¹⁵⁵¹, também por meio de armadilhas fotográficas, estimaram densidades entre 5,77 a 6,28 indivíduos por 100 km² em Santa Cruz, na Bolívia.

Existe uma tendência alta de fragmentação de suas populações em áreas de Cerrado e remanescentes de Mata Atlântica. Segundo Srbek-Araujo *et al.*²¹⁹⁵, as populações no sudeste do Brasil estão muito reduzidas e fragmentadas.

Considerando a caça direcionada, a perda ocorrida e contínua do Cerrado, 49,1% nos últimos 50 anos, o avanço do arco do desmatamento no bioma amazônico e perda de 88% do bioma Mata Atlântica, infere-se que pelo menos 30% da população foi perdida nos últimos 24 anos⁹⁶⁵.

Suspeita-se que exista aporte de indivíduos de fora do Brasil, entretanto não há informações sobre a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Entretanto, existem evidências de aumento nos níveis de ameaça fora do Brasil. O Centro de “Datos de Conservación” no Paraguai considera esta espécie em eminente perigo de extinção (código N1 – “criticamente em perigo”)²¹⁶⁵. Esta espécie está ameaçada (Em Perigo) na Venezuela¹⁹²⁶.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndio, agricultura, desmatamento, aumento da matriz rodoviária e caça.

A espécie é naturalmente rara, mas está se tornando ainda mais rara pela alteração e destruição de seu *habitat*¹²⁷¹. O tatu-canastra é uma das espécies mais diretamente ameaçadas pela atividade humana. É apreciado como alimento e muito caçado em sua área de distribuição^{933,1154,1734,2432}. Outros fatores que contribuem para a rarefação das populações desta espécie, ao longo do território nacional, são o fogo²¹⁵⁰ e os atropelamentos rodoviários¹²⁷¹. A desconexão de *habitat* parecer ser mais evidente para as populações do Cerrado e Mata Atlântica. Na região de Alter do Chão (PA), a espécie desapareceu devido a caça²⁰¹⁰.

Ações de conservação

Priodontes maximus está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Segundo Marinho Filho & Medri¹²⁷¹ é necessário a proteção dos *habitat* utilizados pela espécie com implantação de novas unidades de conservação, especialmente nas áreas em que se sabe que o tatu-canastra ocorre em densidades favoráveis para assegurar uma população mínima viável e desenvolver estratégias que permitam a conexão de unidades de conservação já existentes e futuras por meio de corredores ecológicos.

Devido a perseguição sofrida por estes animais para alimentação, a fiscalização e controle da caça e apanha são necessários, especialmente nas unidades de conservação. Nas áreas onde o tatu-canastra é ainda utilizado como alimento, Amazônia, por meio de caça de subsistência, é importante a realização de estudos que quantifiquem tanto o impacto desta atividade nas populações deste tatu como também analisem e proponham alternativas econômicas para as populações humanas locais.

Em áreas com alta incidência de caça e atropelamentos, Marinho Filho e Medri¹²⁷¹ sugerem a implantação de programas de educação ambiental voltados à conservação do tatu-canastra. Ainda é possível a realização de campanha educativa voltada aos proprietários e às comunidades rurais que valorize a espécie, informando sobre a importância do tatu-canastra no controle de formigas e cupins.

Segundo Chiquito *et al.*⁴⁴⁵ são necessários inventários, prioritariamente em remanescentes de Cerrado que objetivem confirmar a presença atual da espécie em São Paulo, uma vez que não existem registros confiáveis há décadas, além da criação de unidades de conservação e obtenção de dados básicos da biologia e ecologia da espécie. Vários estudos realizados nas últimas duas décadas no maior remanescente de Cerrado de estado de São Paulo, na ESEC de Jataí, não confirmaram a presença local desta espécie.



Presença em unidades de conservação

Amapá: PARNA do Cabo Orange¹²⁷¹, PARNA Montanhas do Tumucumaque²¹⁰², ESEC do Jari¹²⁷¹;

Roraima: PARNA do Viruá, ESEC de Maracá¹³², APA Estadual Baixo Rio Branco;

Pará: REBIO do Rio Trombetas^{959,2348}, REBIO Nascentes da Serra do Cachimbo⁹⁷¹, FLONA de Altamira¹⁴⁵¹, FLONA de Tapajós²⁰¹⁰, FLONA do Trairão⁹⁷⁶, FLONA de Caxiuanã¹³¹¹, FLONA Sacará-Taquera¹⁵⁸⁶ (entrevista), FLONA do Crepori⁹⁷⁷, FLONA de Carajás (oficina de avaliação), PARNA da Amazônia¹⁰⁰⁵, PARNA do Jamanxim¹⁴⁵¹, RESEX Tapajós-Arapiuns¹⁷²³, APA do Igarapé Gelado, APA Estadual do Arquipélago do Marajó (oficina de avaliação);

Amazonas: PARNA do Pico da Neblina¹²⁷¹, PARNA do Jaú¹⁰⁰⁵, PARNA das Nascentes do Lago Jari (oficina de avaliação), FLONA do Purus⁹⁷⁰, RESEX Arapixi⁹⁷⁵, RDS Estadual Igarapé-Açu, PE do Matupiri (oficina de avaliação);

Amazonas/Rondônia/Mato Grosso: PARNA dos Campos Amazônicos⁹⁸³;

Acre: PARNA da Serra do Divisor, ESEC do Rio Acre⁹⁷⁸;

Rondônia: PARNA de Pacaás Novos¹²⁷¹, FLONA do Jamari¹¹⁰⁶;

Tocantins: PE do Cantão^{1871,2461}, PARNA do Araguaia⁹⁵⁷, APA Estadual do Jalapão, APA Estadual Ilha do Bananal/Cantão (oficina de avaliação);

Piauí: ESEC Uruçui-Una²⁴⁶¹, PARNA Serra das Confusões⁹¹²;

Tocantins/Bahia: ESEC Serra Geral do Tocantins¹²⁷¹;

Bahia: APA Estadual do Rio Preto (oficina de avaliação);

Bahia/Maranhão/Piauí/Tocantins: PARNA Nascentes do Rio Parnaíba¹²⁷¹;

Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros¹²⁷¹, PARNA das Emas^{1871,1908,2016,2149,2150}, PE Serra de Caldas Novas (N.M. Torre, com. pess., 2012), APA do Encantado²⁴⁶¹, APA Estadual dos Pirineus (oficina de avaliação);

Distrito Federal: PARNA de Brasília^{1045,1120}, ESEC de Águas Emendadas¹²⁷¹, APA do Planalto Central, APA Estadual de Cafuringa, APA Estadual do Lago Paranoá, APA Estadual das Bacias dos Ribeirões do Gama, Cabeça de Veado (oficina de avaliação);

Mato Grosso: ESEC da Serra das Araras²⁰⁴⁵, PE do Araguaia²⁰⁷⁹, PE da Serra Azul¹²⁷¹, PE da Serra de Santa Bárbara¹²⁷¹, PE do Cristalino¹⁸⁹⁰, PARNA da Chapada dos Guimarães¹²⁷¹, PARNA do Pantanal Mato-Grossense¹²⁷¹, RPPN da Estância Ecológica SESC-Pantanal^{1426,2316}, APA Estadual da Chapada dos Guimarães;

Mato Grosso do Sul: RPPN da Fazenda Rio Negro¹²⁷¹;

Espírito Santo: REBIO de Sooretama²¹⁹⁵, REBIO do Córrego do Veado (oficina de avaliação). Ocorre também em uma outra área protegida, a Reserva Natural Vale²¹⁹⁵;

Minas Gerais: PE do Rio Doce²¹⁹⁵, PE do Rio Preto¹¹⁸⁵, PE Veredas do Peruáçu⁷³³, PARNA das Sempre-Vivas¹¹⁸⁵, PARNA da Serra da Canastra³⁸¹, RPPN Galheiros¹²⁷¹;

Minas Gerais/Bahia: PARNA Grande Sertão Veredas¹²⁷¹.

Áreas protegidas com confirmação de extinção local do táxon:

REBIO de Córrego do Veado, município de Pinheiros, Espírito Santo¹²⁷¹ e no PE do Mirador, no Maranhão (nenhum registro depois de 1985¹²⁷¹). Em 1995, uma toca foi fotografada por A.G. Chiarello na Floresta Estadual do Rio Preto, ocasião em que presença de pegadas também foi confirmada por funcionários desta unidade de conservação localizada no município de Pedro Canário, Espírito Santo. Não há notícias, entretanto, da presença atual da espécie nesta UC.

Pesquisas

Existentes

Ecologia (PARNA das Emas) - Anah Jácomo e Leandro Silveira (Instituto Onça Pintada); Ecologia (Pantanal) - Arnaud Desbiez.

Necessárias

Pesquisa científica sobre a história de vida, demografia e genética do tatu-canastra ainda é necessária, para melhor esclarecer seus requerimentos ecológicos e subsidiar o manejo e conservação da espécie.



Estudos demográficos, inclusive em ambientes florestais. Apesar de ser amplamente distribuído na Floresta Amazônica, praticamente nada é conhecido sobre a ecologia da espécie neste bioma.

Tolypeutes tricinctus (Linnaeus, 1758)

Marcelo Lima Reis, Adriano Garcia Chiarello, Claudia Bueno Campos, Flávia Regina Miranda, Gileno Antonio Araújo Xavier, Guilherme de Miranda Mourão, José Abílio Barros Ohana, Nadia de Moraes Barros & Teresa Cristina da Silveira Anacleto

Ordem: Cingulata

Família: Dasypodidae

Nomes comuns: tatu-bola²²²⁵, tatu-apara, bola, bolinha, tranquinha, tatu-bola-do-nordeste¹²⁷²



Foto: Leonardo Carvalho

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A2cd

Justificativa

A Caatinga, principal bioma de ocorrência para *Tolypeutes tricinctus* foi reduzido em 45% de sua cobertura original a uma taxa estimada, entre os anos de 1965 e 1985, de 1% ao ano, de acordo com o Mapa de Cobertura Vegetal do bioma Caatinga. Considerando que esta perda de *habitat* pode ter aumentado desde então, a drástica perda do Cerrado no oeste baiano e sul do Piauí, a alta vulnerabilidade à caça e o registro recorrente de extinções em municípios do estado de Pernambuco, infere-se que nos últimos 27 anos a espécie tenha sofrido uma redução de sua população em pelo menos 50%. Assim sendo, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN) segundo o critério A2cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1272,1450}	VU A2cd
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação e novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁴²⁵	VU A2cd

Distribuição geográfica

Tolypeutes tricinctus é a menor, menos conhecida e única espécie de tatu endêmica do Brasil, pois a sua distribuição se restringe à Caatinga e ao Cerrado brasileiro¹⁶⁴⁴. A distribuição desta espécie sempre foi referida muito vagamente, com poucos espécimes depositados em museus e coleções científicas, adicionado à falta de dados de coleta na maior parte do material depositado¹²⁷².



Há cerca de duas décadas, um conjunto de registros de diversos autores veio a permitir melhor apreciação da distribuição atual da espécie^{1272,1852,2023,2026,2109}. *Tolypeutes tricinctus* vinha sendo considerado como endêmico da Caatinga^{2023,2109,2432}, mas desde o primeiro registro para o Cerrado¹²⁷⁰, outros achados confirmam que a distribuição da espécie avança para os Cerrados do Brasil Central, pelo menos até a região da divisa de Goiás, Bahia e Minas Gerais e, mais ao norte, nos cerrados do Tocantins, Piauí¹⁸⁵² e Maranhão¹⁶¹⁸.

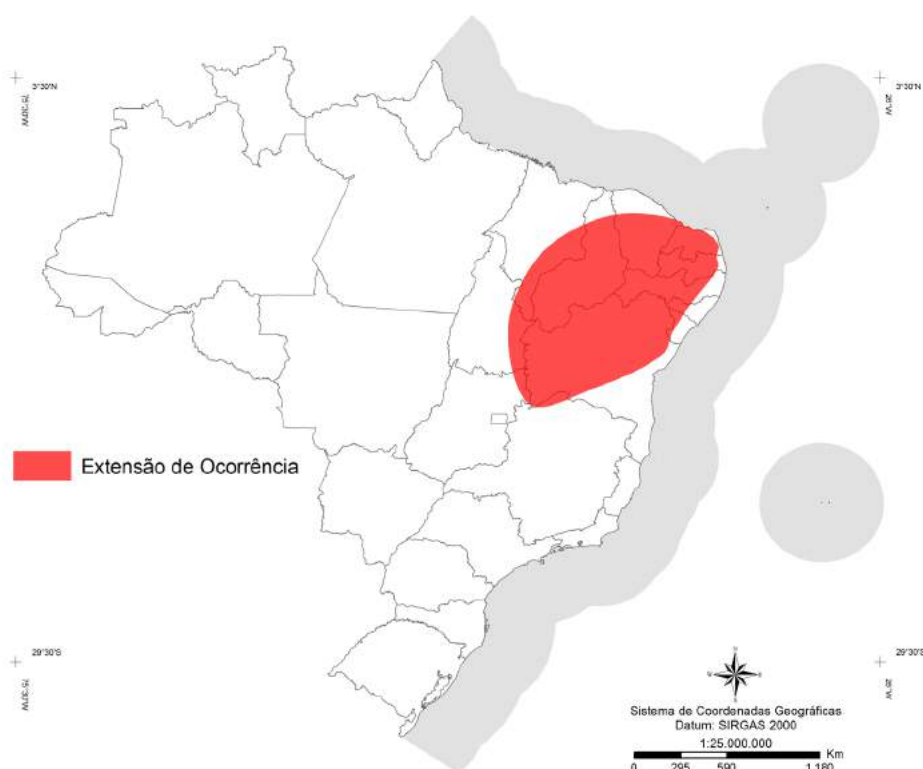
Oliveira *et al.*¹⁵⁸¹ listaram 74 municípios de ocorrência de *T. tricinctus* na Caatinga, distribuídos pelos estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí. *T. tricinctus* ainda possui registros em Tocantins e Maranhão. A presença atual do tatu-bola nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Sergipe é incerta^{1272,2106,2238}.

Há indícios de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica. Embora os dados escassos e fragmentados para a distribuição da espécie não permitam precisar a distribuição geográfica no passado, as informações da literatura indicam que *T. tricinctus* ocorreria originalmente em todo o nordeste brasileiro, além de uma sugestão de sua ocorrência nos cerrados limítrofes à Caatinga¹²⁷².

Em Pernambuco, Tabarelli & Silva²²³⁸ indicam que o tatu-bola está extinto localmente nos municípios de Araripina, Trindade, Ipubi, Ouricuri, Bodocó, Exu, Moreilândia e Serrita, APA Chapada do Araripe. Silva²¹⁰⁶ comenta que esta espécie sempre que mencionada em entrevistas a moradores locais da Paraíba, Pernambuco e Ceará é relatada como presente no passado, mas atualmente extinta. O mesmo autor cita relatos de caçadores antigos no município de Santa Quitéria (CE), em que essa espécie não é mais encontrada na região devido a sua fácil captura. O Centro de Triagem de Animais Silvestres (CETAS/IBAMA) do Ceará registrou um espécime em janeiro de 2008, embora seja de procedência desconhecida²¹⁰⁶.

São necessárias maiores amostragens no extremo norte e nordeste de Minas Gerais e áreas de Cerrado de Goiás e Tocantins.

A extensão de ocorrência foi estimada em 1.064.901 km², valor calculado para a oficina de avaliação do estado de conservação de *Xenarthra* brasileiros. Não se sabe, a área de ocupação, entretanto é maior que 2.000 km².





História natural

O tatu-bola tem a capacidade de curvar completamente sua carapaça sobre o corpo, ficando assim no formato de uma bola, totalmente protegido pela mesma, refletindo em uma estratégia contra predadores - apesar de haver observações de que alguns canídeos conseguem perfurar sua carapaça - porém essa tática o torna presa fácil para caçadores.

Possui três bandas móveis na carapaça, mas já foram registrados indivíduos com duas ou até quatro bandas móveis. *Tolypeutes tricinctus* possui cinco dedos em cada membro anterior, enquanto *T. matacus* possui quatro. Em seus membros posteriores, assim como *T. matacus*, possui cinco dedos, sendo que o segundo, terceiro e quarto dedos são fundidos e o primeiro e o quinto são ligeiramente separados. A cauda é totalmente coberta por escudos dérmicos sendo quase inflexível¹⁵⁵⁵.

A espécie não é considerada de hábito fossorial²⁰²⁶, pois não cava tocas, mas utiliza as feitas por outros animais⁸⁸⁸. Para abrigo também pode utilizar depressões do terreno ou se cobrir com folhas²⁰²⁶. Redford¹⁸³⁹ classificou *T. tricinctus* como sendo insetívoro especialista. No Cerrado, alimenta-se principalmente de cupins, com 100% das amostras, 34% da frequência relativa e 80% da biomassa, porém outros invertebrados e material vegetal podem constituir a dieta desta espécie⁸⁸⁸. Esta espécie pode ainda utilizar frutos durante a época chuvosa⁸⁸⁸.

Em estudo em área de Cerrado com a presença de *Pinus* sp., o tatu-bola foi avistado ao longo de todo o dia, sendo mais registrado durante o período noturno (56%). Neste mesmo estudo, a espécie apresentou dois picos de atividade: um no período vespertino, entre às 14 h e 18 h e outro entre às 20 h e 23 h²²⁷. Durante a época de acasalamento, observa-se mais de um macho acompanhando uma mesma fêmea^{227,888,1277,1464,2026}, o que facilita ainda mais a captura de vários exemplares por vez.

Em relação aos aspectos morfológicos, Reis *et al.*¹⁸⁵¹ observaram uma variação no sentido de fechamento da carapaça, sendo majoritariamente no sentido destro, em relação a cabeça, e uma pequena variação em relação ao número das placas laterais das cintas. Apesar de a espécie possuir um padrão na distribuição das placas da cabeça, que é diferente da encontrada em *T. matacus* (A. Feijó, com. pess., 2012), o número e o arranjo específico das placas da cabeça é sempre diferente de um espécime para o outro, podendo funcionar como uma marcação individual.

Tolypeutes tricinctus habita a Caatinga, remanescentes de Floresta Estacional Decidual²¹⁰⁹ e em diferentes *habitat* de Cerrado sobre solo arenoso^{888,1851}. Em estudo no oeste baiano, em Jaborandi (BA), *T. tricinctus* foi observado em áreas de reflorestamento de *Pinus* sp. que ainda conservavam corredores de vegetação original do Cerrado^{227,1851}. Oliveira *et al.*¹⁶¹⁸ registraram esta espécie no nordeste do estado do Maranhão em uma área de mosaico de vegetação de cerradão, babaçual e Caatinga.

A área de vida registrada para a espécie foi de 122 ha no município de Jaborandi, sendo que as áreas de vida dos machos adultos, 238 ha, foram significativamente maiores do que de fêmeas adultas⁸⁸⁸. Este autor também encontrou sobreposição entre as áreas de vida de machos adultos de idades diferentes, e entre machos e fêmeas, porém entre os machos adultos a sobreposição foi pequena e se restringiu às bordas da área de vida.

Alguns resultados e observações nos estudos de Guimarães⁸⁸⁸ com radiotelemetria, Reis *et al.*¹⁸⁵¹ e A. Bocchiglieri (com. pess., 2012) com captura-marcação-recaptura indicam que a espécie pode ser territorialista.

História de vida

Massa de adultos	
Fêmea	Entre 1,0 e 1,8 kg ¹²⁷⁴ .
Macho	
Comprimento total	
Fêmea	Cerca de 30 cm ⁶⁶² .
Macho	



Comprimento de cauda	
Fêmea	Cerca de 6,5 cm ⁶⁶² . 5,0 a 6,0 cm (M.L. Reis, dados não publicados).
Macho	
Altura da orelha	
Fêmea	2,3 cm ²⁴³² ; 3 a 3,5 cm (M.L. Reis, dados não publicados).
Macho	
Razão sexual	
(1:1) ¹⁸⁵² .	
Sistema de acasalamento	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo médio e intervalo de gestação	
Provavelmente o tempo de gestação é de 120 dias, semelhante a <i>Tolypeutes matacus</i> , pois não há informações específicas de biologia reprodutiva para esta espécie ¹³⁴⁸ .	
Número de filhotes por gestação	
As fêmeas produzem, por ninhada, um ou, mais raramente, dois filhotes, que nascem completamente formados ^{888,1464,2026} .	
Idade de maturação dos indivíduos	
Fêmea	Não há informações para a espécie, mas para <i>T. matacus</i> é de 320 dias para fêmeas ⁵⁷ .
Macho	
Longevidade	
A longevidade máxima ainda não foi estabelecida, mas um indivíduo em cativeiro viveu por mais de 17 anos ¹⁵⁵⁵ .	
Tempo geracional	
O tempo geracional inferido foi de 9 anos, logo o período de avaliação é igual a 27 anos.	
Sazonalidade reprodutiva	
Guimarães ⁸⁸⁸ registrou um nascimento entre 15 e 30 de novembro, na estação chuvosa, em área de cerrado do município de Jaborandi (BA).	
Enfermidades: doenças e parasitas encontradas para o táxon	
Esta espécie é encontrada frequentemente com carrapatos (M.L. Reis, dados não publicados).	

População

Esta espécie de tatu tem uma distribuição irregular e sua densidade populacional pode ser relativamente alta em algumas porções¹, exceto em áreas onde a espécie é exposta à pressão humana, como, por exemplo, no norte da Bahia, onde sofre pressão de caça intensa. Entretanto, de maneira geral, é uma espécie considerada rara.

Esta espécie teve 23,76% dos 362 registros de mamíferos de médio e grande porte feitos por censo em transectos lineares em cerrado de Jaborandi²²⁷. Estudos genéticos preliminares nesta mesma região apontam baixa diversidade genética. Contudo, estudos numa escala geográfica mais ampla são necessários antes de confirmar o padrão de baixa diversidade genética para a espécie¹⁴⁶⁹.

A maior população conhecida da espécie no Cerrado, descoberta no final dos anos 1990 na Fazenda Jatobá, Jaborandi, com aproximadamente 90 mil hectares, atualmente está praticamente extinta devido à modificação do ambiente em área de monocultura mecanizada de grãos a partir do final da década passada. (M.L. Reis & A. Bocchiglieri, dados não publicados).

As populações atuais de tatu-bola estão praticamente restritas às unidades de conservação na região da Caatinga e do Cerrado e em remanescentes naturais com baixa densidade humana (M. L. Reis, dados



não publicados).

Estimativas de densidade ou de tamanho da população existentes: A densidade de *T. tricinatus* foi estimada em 1,2 ind/km² (n = 46) por meio de censo por transectos lineares em uma área de cerrado do município de Jaborandi²²⁷.

A tendência populacional é decrescente, devido a redução da área nativa de Caatinga, principal bioma de ocorrência para *T. tricinatus* (46,6% em 2009¹⁴⁴⁹) e também da perda de *habitat* do Cerrado (54,8% em 2010), principalmente no oeste baiano e sul do Piauí¹⁴⁵², área de ocorrência da espécie. A alta vulnerabilidade à caça e o registro recorrente de extinções locais²²³⁸ também contribuem para essa tendência de redução populacional. Portanto, infere-se que nos últimos 27 anos, a espécie tenha sofrido uma redução de sua população em pelo menos 50%.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: a caça e a perda de *habitat*, para agricultura, desmatamento e aumento da matriz energética.

A caça predatória e de subsistência (carne) parece ter sido a principal ameaça à sobrevivência da espécie, seguida pela destruição e alteração do *habitat*, sendo que esta é representada no Cerrado, atualmente, pela expansão da monocultura extensiva¹²⁷².

O tatu-bola não escava buracos e suas únicas estratégias de defesa são a fuga e o ato de enrolar-se no formato de uma bola. Mesmo correndo, em fuga, ele pode ser facilmente alcançado por uma pessoa; ao parar e se enrolar, quando acuado, pode ser apanhado, sem qualquer risco para quem o captura.

A ocorrência de *Tolypeutes tricinatus* no passado em áreas onde ainda hoje se encontram outras espécies de tatus sugere que o tatu-bola seja uma das espécies de dasypodídeos mais sensíveis a alterações do *habitat*¹²⁷². Segundo Bocchiglieri *et al.*²²⁷ e M.L. Reis (dados não publicados), a substituição da vegetação nativa e dos plantios de *Pinus* spp. por soja em área de Cerrado no município de Jaborandi (BA), ameaçam a maior população já conhecida para a espécie no bioma.

A baixa taxa metabólica, alimentação de baixo teor calórico, o pequeno tamanho de ninhada, o cuidado parental prolongado e o longo período de gestação não permitem que a espécie tenha altas taxas intrínsecas de crescimento populacional, o que dificulta a recuperação da população sobre forte pressão antrópica²⁰²⁶.

Ações de conservação

Existentes

Plano de Ação Nacional para a Conservação do Tatu-bola^{990a}.

Necessárias

Marinho Filho & Reis¹²⁷² sugerem a criação de uma unidade de conservação na região da divisa dos estados de Goiás e Bahia, que está sob grande pressão antrópica pela conversão de cerrados nativos em áreas de agricultura mecanizada e onde se encontra atualmente a maior população da espécie. Segundo estes autores, programas para o aumento de renda, inclusão social e educação nas regiões onde a espécie ainda existe e é intensamente caçada são extremamente necessários para reduzir a pressão de caça sobre a espécie.

A população de tatu-bola existente no norte da Bahia ainda não foi estudada, mas é possível ser umas das maiores no bioma Caatinga e se encontra em uma das áreas prioritárias para a conservação¹⁴⁵³. Esta mesma área está sob processo de criação de uma unidade de conservação de proteção integral, o PARNA do Boqueirão da Onça. O Centro Nacional de Pesquisa para Conservação de Mamíferos Carnívoros/CENAP/ICMBio vem registrando ao longo de cinco anos de pesquisas com onças-pintadas, *Panthera onca*, várias ocorrências de tatu-bola nesta região, o que aumenta ainda mais a urgência e importância da criação desta UC.

Atualmente a Associação Caatinga, em parceria com a TNC (The Nature Conservancy) e o grupo de



especialistas ASASG/IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza), desenvolve o Projeto de Conservação do Tatu-bola, cujo objetivo é promover a conservação do *Tolypeutes tricinctus* visando à manutenção da espécie na natureza reduzindo o seu risco de extinção. A área de intervenção consiste nos biomas Caatinga e Cerrado dos estados do Ceará e Piauí. Para os outros estados de ocorrência da espécie serão formadas parcerias ao longo do projeto (Associação Caatinga).

Presença em unidades de conservação

Piauí: PARNA da Serra da Capivara^{1633,1736,2348}, PARNA Serra das Confusões^{912,1272,2110}, PARNA Nascentes do Parnaíba²⁴⁶¹;

Maranhão: PE do Mirador¹⁶¹⁸;

Tocantins: PE do Jalapão^{1272,1852};

Tocantins/Bahia: ESEC da Serra Geral do Tocantins³⁷³;

Bahia: ESEC do Raso da Catarina²¹¹⁰, REVIS Veredas do Oeste Baiano^{1,1272,1687}, PARNA da Chapada Diamantina, APA Estadual Lago de Sobradinho, APA Estadual do Rio Preto, APA Estadual Dunas e Veredas do Baixo Médio São Francisco, RPPN Lagoa das Campinas;

Minas Gerais: PARNA Grande Sertão Veredas¹⁶⁸⁷.

Áreas protegidas com confirmação de extinção local do táxon:

Ceará/Piauí/Pernambuco: APA Chapada do Araripe²²³⁸;

Pernambuco: FLONA de Negreiros (R. Barreto, com. pess., 2013).

Pesquisas

Existentes

Análise da dieta e parasitas de espécimes de tatu-bola da Fazenda Jatobá, em Jaborandi (Universidade Federal de Sergipe) e análise genética da população da Fazenda Jatobá (Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos – Cibio Universidade do Porto Portugal).

Necessárias

Tendo em vista a grande carência de informações sobre a espécie, são apontadas como principais estratégias de conservação: pesquisa científica sobre sua biologia, genética, ecologia, demografia, distribuição geográfica e influência dos impactos ambientais sobre sua distribuição, bem como a realização de inventários em áreas adicionais nas proximidades dos limites de distribuição conhecidos¹²⁷².



Tapirus terrestris (Linnaeus, 1758)

Emília Patrícia Medici, Kevin Flesher, Beatriz de Mello Beisiegel, Alexine Keuroghlian, Arnaud Léonard Jean Desbiez, Andressa Gatti, Antônio Rossano Mendes Pontes, Claudia Bueno de Campos, Cristina Farah de Tófoli, Edsel Amorim Moraes Junior, Fernanda Cavalcanti de Azevedo, Gabriela Medeiros de Pinho, José Luís Passos Cordeiro, Tarcísio da Silva Santos Júnior, Adriane Aparecida de Moraes, Paulo Rogerio Mangini, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjorne de Almeida

Ordem: Perissodactyla

Família: Tapiridae

Nomes comuns: anta, anta brasileira



Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2bcd+3bcd

Justificativa

Nacionalmente, a anta brasileira foi listada como Vulnerável à Extinção com base em reduções passadas superiores a 30% em abundâncias populacionais, bem como declínios superiores a 30% na área de ocupação, extensão de ocorrência e qualidade do *habitat*, sobretudo nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Considerando-se que a redução de população da Mata Atlântica pode atingir pelo menos 50% nas três próximas gerações ou 33 anos, que 80% das populações do Cerrado têm baixa probabilidade de sobrevivência a longo prazo, que deve ocorrer uma perda de *habitat* de 15,5% no Pantanal, nas próximas três gerações, e que mesmo na Amazônia já se têm verificado extinções locais da espécie, estimou-se as populações de anta brasileira continuarão a declinar durante as três próximas gerações ou 33 anos, levando a reduções adicionais em área de ocupação, extensão de ocorrência e qualidade do *habitat*, bem como aumentos em níveis de exploração atuais. Não existem evidências de emigração ou imigração diferencial de indivíduos desta espécie entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria da espécie não é alterada quando se aplica a avaliação regional.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,685,686,687a,688a,689}	Minas Gerais: EN Espírito Santo: EN Rio de Janeiro: EN São Paulo: Ameaçada Paraná: EN Santa Catarina: EN Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ¹⁵³⁰	VU A2cde+3cde
Avaliação por bioma	Amazônia: LC Cerrado: EN A2bc Caatinga: RE Mata Atlântica: EN A3bc Pantanal: NT

Notas taxonômicas

Quatro subespécies são reconhecidas: *T. t. terrestris* (Linnaeus 1758), da Venezuela e Guianas ao Brasil central e nordeste da Argentina; *T. t. colombianus* (Hershkovitz 1954), nas áreas tropicais da Colômbia; *T. t. aenigmaticus* (Gray 1872), no sudeste da Colômbia, leste do Equador e nordeste do Peru; e, *T. t. spegazzinii* (Ameghino 1909), do sudeste do Brasil (Mato Grosso), leste da Bolívia, Paraguai e norte da Argentina¹³⁴³.

Distribuição geográfica

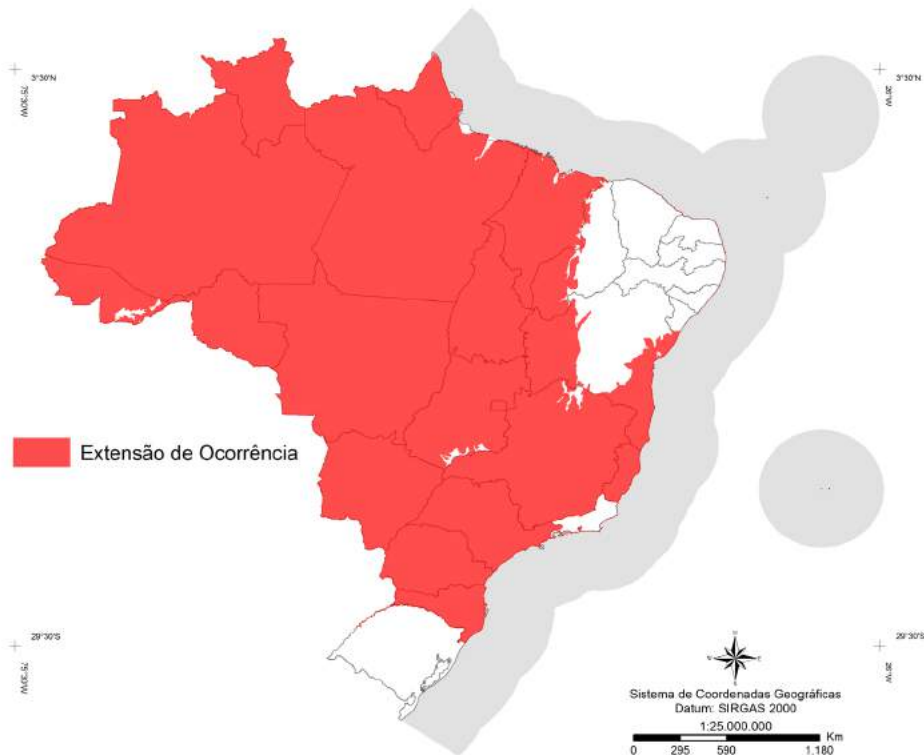
A distribuição histórica da Anta brasileira cobria originalmente cerca de 13.129.874 km². Em 2005, a espécie foi considerada extinta em 14% desta área, sendo que, no Brasil, as principais reduções foram no nordeste e sul²²³⁹. Em alguns locais da Amazônia, a espécie já foi extinta, como exemplo no município de Senador Guimarães (AC)²¹⁰⁴ e em dois seringais localizados respectivamente na RESEX Chico Mendes e no Projeto de Assentamento Agroextrativista Chico Mendes, ambos no sudoeste do estado do Acre¹⁹⁵⁵.

Na Mata Atlântica, somente os estados da Bahia, Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo apresentam registros recentes de *Tapirus terrestris*. Na maior parte da Mata Atlântica nordestina a espécie está extinta²¹¹². Em algumas regiões do Espírito Santo, as antas foram extirpadas há 60 e 70 anos⁷⁵⁷, e em áreas como a REBIO de Córrego Grande e a REBIO Córrego do Veado as populações sobreviventes de anta devem ser compostas por pouquíssimos indivíduos, devendo desaparecer em poucos anos caso medidas de manejo e conservação não sejam implementadas^{430,757}. *Tapirus terrestris* ocorria na região Serrana de Santa Teresa até o início da década de 1990, sendo o último registro confirmado de 1991, para a Estação Biológica de Santa Lúcia, ES¹⁶⁷⁶. Ao sul do rio Doce, suspeita-se de sua ocorrência apenas no PARNA do Caparaó^{430,757}. Já no Rio de Janeiro, apesar de a Serra dos Órgãos ser reconhecida internacionalmente como área prioritária para conservação de vertebrados⁶⁶⁸, o PARNA da Serra dos Órgãos protege uma área muito pequena (10.619 ha até 2008, ampliados para 20.024 ha em 2008), sendo uma área insuficiente para proteger populações viáveis de algumas espécies que ocorrem em baixas densidades, tais como *Tapirus terrestris*, que presumivelmente está extinta na área do Parque⁵⁵³. Pesquisadores que trabalham há vários anos na REBIO Poço das Antas e na REBIO União, no estado do Rio de Janeiro, relatam que desde que iniciaram as suas pesquisas há mais de 15 anos nunca identificaram a presença de *Tapirus terrestris* na área⁸⁴. No município de Fênix, no Paraná, os entrevistados relataram a última observação ocorrida no ano de 1972. Entretanto, em Julho de 1995, foi encontrada uma amostra fecal da espécie. Esta foi a última evidência de *Tapirus terrestris* no local¹⁸⁹⁹. Na Usina Serra Grande, em Alagoas, Bachand *et al.*¹¹³ descrevem a dieta de *Tapirus terrestris*. Neste mesmo ano e na mesma área de estudo, Lazure



*et al.*¹¹⁴³, trabalhando com a dispersão de sementes por catetos e queixadas, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*, afirmam que possivelmente as antas estão regionalmente extintas e que dos grandes mamíferos conhecidos na região, somente os catetos estão presentes. No Rio Grande do Sul, o PE do Turvo é o único local a apresentar registros recentes de *Tapirus terrestris*.

No Cerrado, apenas 20% das populações de anta têm probabilidade de sobrevivência a longo prazo. No Pantanal, onde é observada uma perda de *habitat* de 0,47% por ano, por conversão de *habitat* em pastagens, estima-se que 15,5% da área do bioma será perdida em 33 anos ou três gerações da anta brasileira, levando a drásticas reduções na distribuição da espécie no bioma.



História natural

As antas permanecem inativas e descansam durante o dia e saem durante a noite para se alimentar^{1340,1342}. Apesar de sua dieta ser composta principalmente por folhas e fibras, frutos são também um importante recurso alimentar. Na Mata Atlântica semi-decídua brasileira, um estudo baseado na análise de 170 amostras fecais e dois conteúdos estomacais mostrou que as antas consomem 58 espécies de frutos de 23 famílias de planta diferentes²²⁸⁴. Muitos estudos na Mata Atlântica brasileira relatam a presença significativa do Jerivá, *Syagrus romanzoffiana*, na dieta. *S. romanzoffiana* é a mais abundante espécie de palmeira na Mata Atlântica semi-decídua⁸⁰⁸. Um estudo na Amazônia Peruana demonstrou que cerca de 33% da alimentação das antas é composta por frutos, que podem variar de 1 a 3 mm de diâmetro como o *Ficus* sp. ou até cerca de 50 mm de diâmetro²²⁸. No Cerrado do estado do Mato Grosso, um estudo com frugivoria e dispersão de sementes por antas inferiu que *Tapirus terrestris* foi a espécie com maior frequência de consumo de frutos de araticum, *Annona crassiflora*, espécie vegetal nativa do Cerrado, além de ingerir e dispersar sementes de outras espécies^{223,2245}. A anta é uma importante dispersora de sementes em florestas tropicais, principalmente de frutos de palmeiras^{5,228,229,783,2284}. Zorzi²⁴⁶⁷ estudou a frugivoria de *Tapirus terrestris* em três regiões do Pantanal. Através da análise de 263 amostras fecais foram encontradas 54 espécies de sementes das quais 39 estavam distribuídas em 19 famílias e 35 gêneros, enquanto que somente 15 delas foram morfotipadas. As antas comumente defecam na água^{229,665}, entretanto, há diversos registros de fezes encontradas em áreas secas ou em bordas próximas



da floresta, muitas vezes em latrinas^{808,1343,2284}. As antas apresentam um ciclo reprodutivo bastante longo. O período de gestação dura em torno de 13 a 14 meses^{134,665,1340,1343}, nascendo apenas um filhote, que pesa de 7 a 9 kg e apresenta listras brancas no corpo, que desaparecem cerca de seis meses após o nascimento¹³⁴³. O filhote permanece com a mãe até cerca de 12 meses de idade e a maturidade sexual ocorre aos três anos de idade, para machos e fêmeas¹³⁴². A longevidade em cativeiro pode ultrapassar 30 anos de idade¹⁵⁵³, embora na natureza as estimativas sejam de cerca de 22 anos¹³⁴³. As antas ocorrem em baixas densidades populacionais e são, na maioria das vezes encontradas sozinhas ou em no máximo dois ou três indivíduos, que são em geral aparentados¹³⁴². Os principais predadores das antas são a onça pintada, *Panthera onca* e o puma, *Puma concolor*¹³⁴². Cañas³⁶⁴ estimou áreas de vida entre 2 e 5,30 km² pelo Método de Controle Preditivo (MCP 95%) para a população de antas da Fazenda Nhumirim na sub-região da Nhecolândia no Pantanal. Dados preliminares provindos de cinco indivíduos, três machos adultos e duas fêmeas adultas, monitorados por um estudo de longo prazo realizado na Fazenda Baía das Pedras também na Nhecolândia resultaram em estimativas de área de vida de 2,89 km² por MCP 95% e 3,41 km² por Kernel 95% (E.P. Medici obs. pess., 2012). Um estudo de curta-duração conduzido por Tarcísio Santos Jr. no PARNA de Brasília (dados não publicados) obteve uma área de uso média para a espécie (MCP 100%) de 39,14 km². No PE Morro do Diabo, localizado na região do Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo, a área de uso de *Tapirus terrestris* foi calculada por dois estimadores diferentes: Kernel 95% e MCP 95%. Para Kernel 95%, a área de uso variou entre 1,1 e 14,2 km², com uma média de 4,7 km²; para MCP 95%, a variação ficou entre 1 e 13,2 km², com média de 4,4 km² de acordo com Medici¹³⁴². A sobreposição de áreas de uso entre indivíduos foi de cerca de 30%¹³⁴².

A espécie habita uma grande variedade de ambientes, desde florestas de galeria a florestas tropicais de baixas elevações, além de áreas sazonalmente inundáveis^{665,1342}. Entretanto, de maneira geral, a anta é um animal que vive em ambientes florestais associados a fontes de água permanentes. O nível de associação com diferentes tipos de *habitat* varia extensivamente, entretanto, florestas ripárias são ambientes de extrema importância para a anta¹³⁴². Da mesma maneira, florestas de palmeiras constituem um dos *habitat* mais importantes para esses animais⁷⁸³. Cordeiro⁴⁹⁵ relata que as matas no Pantanal, principalmente aquelas apresentando manchas da palmeira Acuri, *Atalea phalerata* – Arecaceae, são *habitat* preferenciais e de extrema importância para a viabilidade da população de antas, correspondendo a um importante fator para o entendimento da distribuição e abundância de *Tapirus terrestris* no Pantanal. Outro estudo realizado no Pantanal Sul indica que mais antas foram avistadas em cordilheiras de mata⁶⁰⁴ do que em outros tipos de *habitat*.

População

Não há registro de projetos de pesquisa especificamente focados na Anta brasileira em áreas da Amazônia Brasileira. Entretanto, existem alguns estudos que utilizaram transecções lineares para levantamentos de fauna que obtiveram resultados de densidade para a Anta brasileira na região. Peres¹⁷³⁴ estimou a densidade de antas na Amazônia variando entre 0,11 e 0,52 indivíduos/km². Zimmerman *et al.*²⁴⁶² obtiveram uma densidade de 0,62 indivíduos/km² no Pará. Haugaasen e Peres⁹⁰⁷ obtiveram uma densidade específica para terra firme em 0,23 indivíduos/km². Mendes-Pontes¹³⁹⁹ utilizou transecções diurnas e noturnas e obteve densidades bastante altas variando entre 3,3 e 3,7 indivíduos/km² na ESEC do Maracá em Roraima.

Medici¹³⁴² estimou em aproximadamente 130 indivíduos a população de antas na Mata Atlântica do PE Morro do Diabo, que possui 350 km², na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo. O mesmo estudo estimou um total de 22 indivíduos adicionais em sete fragmentos de floresta de menor tamanho no entorno do Morro do Diabo. No mesmo local, as estimativas de densidade populacional foram bastante variáveis (0,21 a 1,35 indivíduos/km²)¹³⁴², variação esta explicada por diferentes métodos utilizados para estimar densidade populacional, dentre eles a rádio-telemetria, transectos lineares noturnos e Footprint Identification Technique¹³⁴². Também no Pontal do Paranapanema, densidades estimadas por Cullen *et al.*⁵⁴⁸ para três fragmentos de florestas de diferentes tamanhos e níveis de conservação variou de 0,30 a 0,47 indivíduos/km². No PE do Turvo no Rio Grande do Sul, Kasper *et al.*¹⁰⁵³ e Fialho⁷⁴³ obtiveram poucos



registros de anta, respectivamente oito e três, utilizando, no primeiro trabalho, pegadas, observações e transecções lineares e, no segundo, 341 km de transecções lineares.

Na Oficina de avaliação do estado de conservação¹⁶², estimou-se que existem 33 populações de anta brasileira no bioma; destas, 24 têm menos de 100 indivíduos, dentre as quais 22 têm menos do que 50 indivíduos e destas 17 têm menos de 20 indivíduos. Só existem três áreas que mantêm populações viáveis com mais de 200 indivíduos, e 40% da população total está concentrada no maciço da Serra do Mar, em São Paulo e no Paraná. Uma grande parcela das populações está em áreas muito fragmentadas, com um forte impacto: caça, atropelamento, perda de qualidade de *habitat*, fogo, crescimento de centros urbanos e áreas rurais no entorno das unidades. Todas as populações com menos de 200 indivíduos podem desaparecer em até 33 anos, e mesmo as populações maiores estão sujeitas a declínios populacionais devido às mesmas pressões que atingem as populações pequenas. Estimamos que a população declinará em até 50% nas próximas três gerações, caso não ocorra manejo para as populações com menos de 200 indivíduos.

Através da utilização de um cálculo de áreas remanescentes de Cerrado, foi estimado um total de 130.000 antas neste bioma, utilizando a densidade estimada por Desbiez⁶⁰⁹, 0,13 antas/km², calculada para áreas de Cerrado no Pantanal. Essa estimativa resultou em 65.000 indivíduos maduros, ou seja, 48% de indivíduos maduros na população. Entretanto, é preciso considerar que existem muitas áreas de Cerrado onde não existem antas, por exemplo, o PARNA da Serra da Canastra. Não há certeza quanto à presença da anta em grande parte das localidades e conseqüentemente uma verificação destas informações está entre as pesquisas necessárias para estas espécies, para que se torne possível compilar uma lista mais segura de localidades de ocorrência da anta brasileira no Cerrado e melhor calcular o número total de indivíduos no bioma. Embora não deva alterar a categoria estabelecida, tal refinamento constitui importante ferramenta para a conservação da espécie no futuro.

Pouco se sabe sobre as populações de *Tapirus terrestris* do Pantanal Brasileiro. Schaller²⁰⁴⁹ estimou a densidade de *Tapirus terrestris* na Fazenda Acurizal, sub-região do rio Paraguai, em 0,64 indivíduos/km². Cordeiro⁴⁹⁵ estimou uma densidade de 0,55 indivíduos/km² para o conjunto das fisionomias vegetais presentes na RPPN SESC-Pantanal na sub-região de Barão de Melgaço (0,71 indivíduos/km² em ambiente florestais e 0,39 indivíduos/km² em ambientes abertos). Segundo o mesmo autor, baseado nestes dados de densidade, pode-se estimar que o tamanho da população de antas na RPPN seja de 581 indivíduos para o período estudado. Através da utilização de armadilhas fotográficas, Trolle *et al.*²³¹⁸ observaram 27 indivíduos de *Tapirus terrestris* e estimaram uma densidade de $0,58 \pm 0,11$ indivíduos/km² para a mesma área. Pelo método de transecção linear, Trolle *et al.*²³¹⁸ observaram 23 indivíduos e estimaram uma densidade de 0,55 indivíduos/km². Desbiez⁶⁰⁹ utilizou transecções lineares e estimou uma densidade média de 0,21 indivíduos/km² para todas as fisionomias estudadas na Fazenda Nhumirim na sub-região da Nhecolândia, mas relata que a maior densidade foi observada em ambiente florestal (0,40 indivíduos/km²) e que antas não foram avistadas nas áreas alagadas. Utilizando a densidade mais obtida por Desbiez, de 0,21 antas/km², a população de antas no Pantanal é estimada em 29.400 animais, dos quais 48% são maduros, ou seja, 14.700 indivíduos maduros. A Tabela 1 apresenta estimativas de densidade populacional da Anta brasileira em diferentes áreas.

Tendência populacional: declinando.



Estimativas de densidade populacional da anta brasileira em áreas do Pantanal, Amazônia e Mata Atlântica:

Local/Sub região (Pantanal)	Densidades (indivíduos/km²)	Referências e Métodos
Fazenda Acurizal/Rio Paraguai	0,64	Schaller ²⁰⁴⁹ , contagem direta
SESC Pantanal/Barão de Melgaço	0,55 Floresta: 0,71 Áreas abertas: 0,37	Cordeiro ⁴⁹⁵ , transecção linear diurna
SESC Pantanal/Barão de Melgaço	0,30-0,55-1,01	Trolle <i>et al.</i> ²³¹⁸ , transecção linear diurna
SESC Pantanal/Barão de Melgaço	0,58 ± 0,11	Trolle <i>et al.</i> ²³¹⁸ , armadilhas fotográficas
Fazenda Nhumirim/Nhecolândia	0,21 Floresta: 0,40 Cerrado: 0,13	Desbiez ^{608,609} , transecção linear diurna
Amazônia Brasileira	0,11-0,52	Peres ¹⁷³⁴ , transecção linear diurna
Centro Kayapó de Estudos Ecológicos (PA)	0,62	Zimmerman <i>et al.</i> ²⁴⁶² , transecção linear diurna
Lago Uauaçu, Amazônia Centro-Oeste	0,23 Terra firme	Haugaasen & Peres ⁹⁰⁷ , transecção linear diurna
PE Morro do Diabo (SP)	0,20-0,41-0,84	Cullen <i>et al.</i> ⁵⁴⁸ , transecção linear diurna
ESEC Caetetés (SP)	0,47	Cullen <i>et al.</i> ⁵⁴⁸ , transecção linear diurna
Fazenda Mosquito (SP)	0,30	Cullen <i>et al.</i> ⁵⁴⁸ , transecção linear diurna
PE Mata dos Godoy (PR)	2,20-2,50	Rocha ¹⁸⁹⁷ , observações diretas/área
PE Morro do Diabo (SP)	0,34	Medici ¹³⁴² , rádio-telemetria
PE Morro do Diabo (SP)	0,64	Medici ¹³⁴² , transecção linear noturna
PE Morro do Diabo (SP)	0,43	Medici ¹³⁴² , método de identificação de pegadas

Ameaças

Uma análise de ameaças realizada durante o *Workshop de Population and Habitat Viability Assessment* (PHVA) para a anta brasileira identificou as ameaças principais para cada um dos 21 biomas onde a espécie ocorre¹³³⁹. Para os biomas brasileiros, as ameaças são indicadas na tabela abaixo.

Ameaças para a anta brasileira por bioma:

Ameaças	Amazônia	Mata Atlântica	Pantanal	Cerrado
Caça	X	X	X	X
Desmatamento e/ou alteração do <i>habitat</i>	X	X	X	X
Extração de recursos	X	X		
Fragmentação do <i>habitat</i> , isolamento, pequenas populações, baixa conectividade	X	X		X
Pecuária	X	X	X	X
Fogo	X	X	X	X
Densidade humana	X	X		X
Monoculturas	X	X		X
Doenças infecciosas provindas de animais domésticos		X	X	X
Atropelamentos em estradas		X		X
Falta do patrulhamento em áreas protegidas		X		X



Turismo		X		
Mudanças climáticas			X	
Usinas hidroelétricas			X	
Mineração				X

Ações de conservação

Existentes

O Grupo Especialista das Antas (*TSG - Tapir Specialist Group*) da Comissão de Sobrevivência de Espécies (*SSC - Species Survival Commission*) da União Internacional para a Conservação da Natureza - UICN vem desenvolvendo uma série de ações de conservação a nível de distribuição geográfica da anta brasileira, incluindo 11 países de ocorrência, dentre eles o Brasil. Algumas delas são:

- Desenvolvimento e implementação do Plano de Ação para a Pesquisa e Conservação da Anta brasileira¹³³⁹. O Plano foi desenvolvido em uma oficina de *Population and Habitat Viability Assessment* (PHVA) realizada em Sorocaba, São Paulo, em Abril de 2007;
- Desenvolvimento de Planos de Ação Nacionais para a Pesquisa e Conservação da anta brasileira. Tais planos já foram desenvolvidos para Argentina, Colômbia, Equador e Peru. Os planos atualmente em desenvolvimento são para Bolívia e Venezuela. A espécie será incluída no Plano de Ação Nacional para conservação dos ungulados;
- Desenvolvimento de metodologias de estudo de campo, como ecologia, genética, saúde dentre outros parâmetros;
- Desenvolvimento de protocolos de re-introdução e translocação;
- Implementação de campanhas de educação, conscientização e marketing atingindo diferentes públicos (nacional e internacional, diferentes idades, diferentes *backgrounds*);
- Avaliações globais de *Red List* para a Comissão de Sobrevivência de Espécies da IUCN. As avaliações são revisadas e atualizadas anualmente.

Mais especificamente para o Brasil, o IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas - vem conduzindo desde 1996 a Iniciativa Nacional para a Conservação da anta brasileira, a qual foi estabelecida inicialmente na Mata Atlântica do Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo, e em 2008 expandida para o Pantanal Sul. No futuro próximo, a Iniciativa será estabelecida também nos biomas Amazônia e Cerrado. Os componentes de pesquisa da Iniciativa incluem ecologia espacial, reprodução, demografia, ecologia alimentar, genética e saúde, todas informações críticas para o desenvolvimento de ações de conservação prioritárias para a espécie em cada bioma. Adicionalmente, a Iniciativa inclui componentes de educação ambiental, capacitação e treinamento, campanhas de conscientização, relações públicas e marketing e turismo científico em todas as áreas onde atua. Todos os diferentes componentes se utilizam da anta como espécie bandeira para a conservação de seu *habitat* e outras espécies de animais.

Necessárias

- Criação de novas unidades de conservação; proteção efetiva das unidades de conservação já existentes;
- Redução da perda de *habitat* da Anta brasileira causada por incêndios, ocupação humana, agropecuária em larga escala e empreendimentos; expansão do programa de monitoramento, prevenção e combate a incêndios nas UCs e áreas de entorno;
- Assegurar a conectividade do *habitat* da Anta brasileira por meio de recuperação de áreas degradadas, estabelecimento de corredores e *stepping-stones*;
- Promover a compensação para perda de *habitat* causada pelas atividades agro-pecuárias em larga escala, atividades extrativistas não sustentáveis, ocupação humana e construção de empreendimentos;
- Desenvolvimento de programas de caça sustentável para as comunidades indígenas na Amazônia;
- Desenvolvimento de metodologias para mitigar a problemática de atropelamentos de antas em rodovias.



Presença em unidades de conservação

Roraima: ESEC Ilha de Maracá⁷⁸¹;

Acre: RESEX Alto Juruá¹⁹⁷;

Amazonas: ARIE Japiim-Pentecoste (L.F. Rodrigues, obs. pess., 2012), PARNA da Serra do Divisor³⁴⁴, RDS Amanã²³⁴², PE Rio Negro – Setor Sul (C.F. Tófoli, obs. pess., 2012), APA Margem Esquerda do Rio Negro – Setor Aturiá-Apuauzinho (C.F. Tófoli, obs. pess., 2012), REBIO Uatumã⁶⁶⁹, RESEX Baixo Juruá⁹⁶⁷, RDS do Rio Amapá²⁰⁷⁴, RDS Cujubim¹⁹¹⁹, RESEX Catua-Ipixuna, FLOREST de Maués, FLONA do Pau Rosa (A. Moraes, obs. pess., 2012), PARNA da Amazônia⁸³¹, PARNA do Jaú¹⁰⁰⁵, PE do Rio Negro²⁰⁶¹, PE Rio Negro Setor Sul²¹⁰⁴, RDS do Juma¹⁹³¹, RDS do Piagaçu-Purus⁹⁹⁹, RDS do Uatumã (M.Gordo, com. pess., 2012), RDS Mamirauá⁹⁹⁸;

Pará: FLONA de Caxiuanã¹³¹¹, FLONA do Tapajós (A.Ravetta, com. pess., 2012);

Amapá: REBIO do Lago Piratuba⁵¹⁴, RESEX do Rio Cajari³⁶⁹;

Rondônia: FLONA do Jamari⁹⁶¹, ESEC Samuel, Candeias do Jamari e Jamari²³⁵, ESEC Estadual Antônio Mujica Nava¹⁴⁰⁸, PARNA Serra da Cutia¹⁴¹⁰;

Piauí: ESEC de Urucui-Una (S. Souza, com. pess., 2012);

Maranhão: PARNA Chapada das Mesas (oficina de avaliação);

Tocantins: PE do Jalapão, PARNA do Araguaia, APA Ilha do Bananal (oficina de avaliação), PE do Cantão (D. Carline, com. pess., 2012), PE do Lajeado (Plano de Manejo);

Bahia/Tocantins/Maranhão/Piauí: PARNA das Nascentes do Rio Parnaíba (oficina de avaliação);

Tocantins/Bahia: ESEC Serra Geral do Tocantins (oficina de avaliação);

Bahia: PARNA do Pau Brasil⁷⁵⁷, PARNA e Histórico do Monte Pascoal⁷⁵⁷, PARNA do Descobrimento⁷⁵⁷, REVIS das Veredas do Oeste Baiano, PE Verde Grande, APA Rio Preto, APA Rio Preto, Fazenda Jatobá (oficina de avaliação);

Goiás/Bahia: APA das Nascentes do Rio Vermelho (oficina de avaliação);

Goiás: PARNA Chapada dos Veadeiros, PE Altamiro de Moura Pacheco, PARNA das Emas (oficina de avaliação), APA Pouso Alto, APA Serra Dourada, PE da Serra Dourada, PE de Terra Ronca, PE dos Pireneus, PE Nova Roma (B. Britto, com. pess., 2012);

Distrito Federal: PARNA de Brasília, ESEC Águas Emendadas (oficina de avaliação), REBIO Contagem (K. Pellizzaro, com. pess., 2012);

Mato Grosso: ESEC de Iquê, PARNA da Chapada dos Guimarães, REBIO Municipal Mário Viana, ESEC Serra das Araras I, ESEC Serra das Araras II (oficina de avaliação), APA Estadual Chapada dos Guimarães (Plano de Manejo), APA Pé da Serra Azul (Plano de Manejo), PE Águas do Cuiabá (Plano de Manejo), PE Cristalino, PE Igarapés do Juruena, PE Ricardo Franco, PE Serra de Santa Bárbara (E. Pena, com. pess., 2012), PE da Serra Azul (Plano de Manejo), PE do Araguaia (Plano de Manejo), PE Gruta da Lagoa Azul (Plano de Manejo), PE Quineira (Plano de Manejo da APA Chapada), ESEC de Taiaí, RPPN SESC/Pantanal⁴⁹⁵;

Mato Grosso do Sul: PE das Várzeas do Rio Ivinhema e margens do Rio Paraná (K.Flesher, dados não publicados), PARNA da Serra da Bodoquena³³⁸, PE das Nascentes do Taquari (Plano de Manejo), PE Pantanal do Rio Negro (Plano de Manejo), RPPN Fazenda Cabeceira do Prata (Plano de Manejo), RPPN Fazenda São Geraldo⁵¹⁵;

Mato Grosso/Goiás/Tocantins: APA dos Meandros do Rio Araguaia (oficina de avaliação);

Espírito Santo: REBIO do Córrego Grande^{439,757}, REBIO do Córrego do Veado^{439,757}, REBIO de Sooretama^{439,757}, RPPN Recanto das Antas (A. Gatti, obs. pess., 2012);

Minas Gerais: PARNA Grande Sertão Veredas (oficina de avaliação), RPPN Serra do Caraça²²⁴⁵, PE do Rio Doce²⁰⁶⁰, REBIO Mata Escura (K.Flesher, dados não publicados), PARNA das Sempre-Vivas, ESEC de Pirapitinga, PE Rio Preto, PARNA Cavernas do Peruaçu, PE Veredas do Peruaçu, PE da Mata Seca, PE Serra do Cabral, APA Cavernas do Peruaçu, APA Cocha e Gibão, PE Verde Grande, RDS Veredas do Acari, APAE Pandeiros (oficina de avaliação);

Minas Gerais/Espírito Santo: PARNA do Caparaó (K.Flesher, dados não publicados);

Minas Gerais/Rio de Janeiro: PARNA Itatiaia⁸²⁸;



Rio de Janeiro/São Paulo: PARNA da Serra da Bocaina (K.Flesher, dados não publicados);
São Paulo: APA Estadual da Serra do Mar (C.F. Tofoli, obs. pess., 2012), APA da Serra de Tapiraí (Fazenda João XXIII) (C.F. Tofoli, obs. pess., 2012), ESEC Caetetus^{808,1064}, ESEC Mico-Leão-Preto, PE Morro do Diabo, Fragmentos do Pontal do Paranapanema^{548,1342,2284}, PE Carlos Botelho, PE Turístico do Alto Ribeira, ESEC Xitué, PE Serra do Mar – Núcleos Santa Virgínia, Cunha, Picinguaba, Curucutu, São Sebastião, Itutinga-Pilões, Mosaico de Jacupiranga, PE Rio Turvo, PE Lagamar de Cananéia e Caverna do Diabo, PE Intervalos³⁰⁶, PE Jurupará¹⁶⁹³, ESEC Jataí (E. Montilha, com. pess., 2012);
Paraná: PE Mata dos Godoy¹⁸⁹⁷, PE Serra das Araras, REBIO Sagarana-Logradouro, REBIO Sagarana-Barra, REBIO Sagarana-Mata Seca (oficina de avaliação), PE do Rio Guarani⁹⁵⁴;
Santa Catarina: PE da Serra do Tabuleiro²⁵⁷;
Rio Grande do Sul: PE do Turvo¹⁰⁵³.

Pesquisas

Existentes

Os projetos de pesquisa e conservação listados abaixo foram extraídos do banco de dados 2011 do Grupo Especialista das Antas (TSG) da Comissão de Sobrevivência de Espécies (SSC) da União Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN:

- *Lowland Tapir Conservation Initiative: Pantanal Tapir Program*, IPÊ;
- *Influence of Large Herbivores on the Atlantic Forest of Morro do Diabo State Park, São Paulo State, Brazil*, IPÊ;
- *Conservation of Tapirus terrestris Populations in the State of Espírito Santo, Brazil*, Universidade Federal do Espírito Santo e Centro Universitário Vila Velha;
- *Home Range, Habitat Use, Movement Patterns and Diet of Tapirs (Tapirus terrestris) in the Brazilian Cerrado*, Instituto Biotrópicos;
- *The Biogeography of Tapirus terrestris in the Atlantic Forest Biome, Brazil*, IUCN/SSC (TSG);
- *Linking Landscape to Molecules: Genetic as a Tool in the Study of Lowland Tapir Populations in Brazil*, LaBiC – Laboratório de Biologia da Conservação;
- *Biodiversity Dynamics and Land-Use Changes in the Amazon: Multi-Scale Interactions between Ecological Systems and Resource-Use Decisions by Indigenous Peoples*, State University of New York and Stanford University, USA.

Necessárias

As demandas de pesquisa listadas abaixo foram apontadas durante a oficina de PHVA para a anta brasileira¹³³⁹.

- Desenvolver um programa padronizado de monitoramento de populações de anta brasileira por toda a sua área de distribuição. Este programa deve incluir metodologias de baixo custo e pouco invasivas;
- Projetos de pesquisa visando investigar os fatores determinantes para a viabilidade das populações de anta brasileira em áreas protegidas pequenas e isoladas;
- Estabelecimento de projetos de pesquisa visando avaliar o impacto das diferentes ameaças afetando as populações de anta nos diversos biomas onde a espécie ocorre. Algumas das ameaças mais importantes a serem avaliadas são atropelamento em rodovias, transmissão de doenças infecciosas e caça. Essa informação será preciosa para modelagens populacionais e planejamento de ações mitigadoras;
- Estabelecimento de projetos de pesquisa de longo prazo de forma a coletar as informações científicas necessárias para o desenvolvimento de Planos de Ação regionais. Tais informações incluem sobretudo ecologia, biologia, comportamento, reprodução, genética e saúde das populações de anta;
- Projetos de pesquisa e conservação visando promover a inclusão do critério de representatividade biogeográfica (diversidade genética-evolutiva-ecológica) no Sistema Nacional de unidades de conservação;
- Pesquisas que auxiliem um planejamento integrado entre áreas protegidas e seus entornos, evitando usos conflitantes tais como desmatamento, mineração, agricultura, pecuária, alteração de regime hídrico,



caça, fogo, entre outros, que causam perda e alterações de *habitat*, isolamento e declínio populacional da anta brasileira;

- Realizar estudos de avaliação de impacto de mudanças climáticas nas populações de anta brasileira.

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

José Maurício Barbanti Duarte, Ubiratan Piovezan, Eveline dos Santos Zanetti, Hernani Gomes da Cunha Ramos, Liliani Marília Tiepolo, Alexandre Vogliotti, Márcio Leite de Oliveira, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjorne de Almeida

Ordem: Artiodactyla

Família: Cervidae

Nomes comuns: cervo-do-pantanal, guaçu-puçú, duaçuapara



Foto: Kennedy Borges

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4ade

Justificativa

O estado de conservação do cervo-do-Pantanal *Blastocerus dichotomus* foi avaliado como Vulnerável (VU) segundo o critério A4ade, de acordo com informações sobre declínio populacional passado e projeção de declínio populacional futuro. Declínio populacional maior que 30%, porém menor do que 50%, foi observado nos últimos 18 anos, baseado em observações diretas, especialmente devido a construções de hidrelétricas na bacia do rio Paraná, que causou a extinção das populações de várias bacias. Existe alta atividade de caça na população dos rios Araguaia, Paraná e Guaporé. As drenagens das várzeas para uso agropecuário reduzem o *habitat* da espécie. Há possibilidade futura de introdução de patógenos via ungulados domésticos, especialmente orbivíroses, na população do Pantanal, que representa 88% da população total da espécie. A extensão de ocorrência estimada é maior que 20.000 km² e a área de ocupação é maior do que 2.000 km²; a população estimada no Brasil é de 25.000 indivíduos maduros e análises quantitativas das probabilidades de extinção foram feitas para as populações do rio Paraná com baixa probabilidade de extinção em três gerações se as condições atuais forem mantidas. Desta forma, os critérios B, C, D e E não se aplicam à espécie. Não existem evidências de emigração ou imigração diferencial de indivíduos desta espécie entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria da espécie não é alterada quando se aplica a avaliação regional.



Outras avaliações

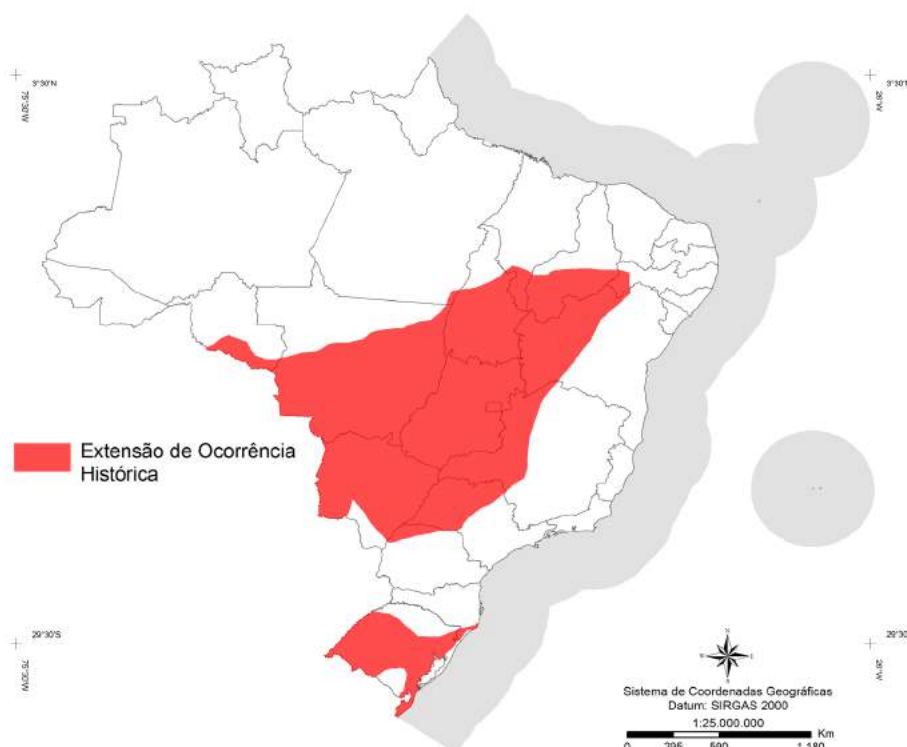
Avaliação nacional anterior ^{648,1450}	VU A4cde
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,686,688a,689}	Minas Gerais: CR São Paulo: Ameaçada Paraná: CR Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ⁶⁴²	VU A4acde

Outros nomes aplicados ao táxon

Cervus paludosus (Desmarest, 1822); *Cervus palustris* (Desmoulins, 1823); *B. melanopus*; *Cervus dichotomus* (Illiger, 1815); *Mazama furcata* (Gray, 1843).

Distribuição geográfica

Originalmente, a área de ocorrência de *B. dichotomus* abrangia desde o sul da Floresta Amazônica, sudeste da região semi-árida da Caatinga no nordeste brasileiro e oeste da região montanhosa da Floresta Atlântica no sudeste e sul do Brasil, até o sul e sudeste do estado do Rio Grande do Sul, chegando ainda à região de Pampas del Heath no Peru, norte e leste da Bolívia, leste e sul do Paraguai, nordeste da Argentina e oeste e extremo norte do Uruguai^{106,337,1047,1546,1868}. No Brasil, sua área de ocorrência original abrangia as cinco regiões geográficas do país, sendo que a espécie podia ser encontrada nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás, sudeste de Rondônia e sul do Pará e Tocantins, sul do Piauí e Maranhão, oeste da Bahia e na região do rio São Francisco, oeste de Minas Gerais e São Paulo, e extremo oeste do Paraná e sul e sudoeste do Rio Grande do Sul²²⁸⁸. Atualmente sua distribuição encontra-se bastante reduzida e fragmentada constituindo-se, em sua maioria, de populações residuais¹⁷⁵⁰, havendo possibilidade de extinções locais em curto espaço de tempo. As maiores concentrações atuais de *B. dichotomus* podem ser observadas no Pantanal brasileiro, em Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, na região da Ilha do Bananal, rio Araguaia, em Mato Grosso e Tocantins, no rio Guaporé, em Rondônia e nas várzeas remanescentes do rio Paraná, em Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo.





A extensão de ocorrência estimada e a área de ocupação da espécie são, respectivamente, maiores do que 20.000 km² e do que 2.000 km².

História natural

A espécie ocorre em várzeas das planícies de inundação dos grandes rios e seus tributários. A carência de estudos específicos deixa dúvidas acerca do comportamento reprodutivo de *B. dichotomus*. Algumas informações sugerem que a espécie não forma grupos numerosos e que os machos não competem entre si pela formação de haréns, sendo normalmente observado que grande parte das populações se constitui de indivíduos solitários e pequenos grupos familiares compostos pela fêmea e seu filhote^{147,331,1421,1546,2048,2292,2293}. Apesar de ocupar o ambiente de várzea, que coincide com áreas pouco agricultáveis, desvalorizadas e com acesso restrito, a espécie vem desaparecendo de sua área de distribuição original muito rapidamente. Andriolo *et al.*⁶⁶ sugerem que a espécie apresenta mais atividade noturna do que diurna na região do rio Paraná, contrastando com os trabalhos de Nogueira-Neto¹⁵⁴⁶, Voss *et al.*²⁴¹⁰, Pinder e Grosse¹⁷⁴⁸ e Tomas *et al.*²²⁸⁸, que afirmam que a espécie é mais diurna. Entretanto, Nogueira-Neto¹⁵⁴⁶ relata que o cervo-do-pantanal pode tornar-se noturno em locais onde ocorre caça ou perseguição, como a planície do rio Paraná. Existe um consenso sobre o fato de que *B. dichotomus* possui hábitos solitários. Todavia, os animais podem ser observados em pequenos grupos familiares compostos por um adulto e um ou mais jovens^{1748,2288}. Um importante comportamento relacionado à dinâmica das populações da espécie foi relatado por Piovezan¹⁷⁶⁹, que registrou animais cruzando as margens do rio Paraná, em ambas as direções. Tal habilidade pode explicar em parte a baixa variabilidade genética observada por Oliveira *et al.*¹⁵⁷³ na mesma população e são de grande utilidade para a conservação da espécie.

Quanto à estratégia de forrageio, o cervo-do-pantanal pode ser classificado como “pastador-podador”, uma vez que grande parte da sua dieta é composta por brotos de várias espécies arbustivas e macrófitas de folha larga²²⁹⁰.

População

A população do Pantanal foi estimada em 44.000 indivíduos¹⁴⁹⁵. No Brasil, estima-se uma população de 25.000 indivíduos maduros. No início do século, as populações de *Blastocerus dichotomus* estavam distribuídas pelos estados de São Paulo, Rio Grande do Sul, Paraná, Minas Gerais e Bahia. Porém, o declínio populacional do cervo-do-pantanal foi intenso no último século, o que levou ao desaparecimento de populações de várias bacias. Em São Paulo, a espécie era abundante até meados do século XIX, tendo sido dizimada por caça, febre aftosa e destruição de *habitat*. No início da década de 90, ainda existia uma pequena população de cervos na bacia do rio Tietê em vida livre. Essa população foi seriamente afetada pela UHE de Três Irmãos, que praticamente eliminou-a por completo, apesar de esforços da CESP para relocação de alguns indivíduos e implantação de um programa de criação em cativeiro⁴¹⁸. A partir daí, restaram no estado de São Paulo duas pequenas populações de cervos-do-pantanal, uma localizada na foz do rio Aguapeí e outra localizada no PE da Lagoa São Paulo e foz do rio do Peixe. A lagoa São Paulo e grande parte da foz do rio do Peixe foram recentemente inundadas pelo reservatório da UHE Sérgio Motta. Já o rio Aguapeí foi afetado indiretamente pelo enchimento do reservatório de Porto Primavera, uma vez que as águas da cota 257 m não chegaram a provocar uma alteração perceptível na foz do rio, mas afetaram seu entorno. Esta mesma situação que a espécie enfrenta no estado de São Paulo, ocorreu em outros estados, onde, se não esta extinta, corre extremo risco. As subpopulações desaparecidas nos últimos 18 anos representam pelo menos 30% da população da espécie no país, mas não chegam a 50%. Nas várzeas do rio Paraná, entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, Tiepolo *et al.*²²⁷⁹ estimaram 1.078 cervos em 1.081 km², o que incluiu os últimos remanescentes populacionais de cervos na região do PARNA de Ilha Grande e entorno. A partir da combinação de diferentes cenários demográficos e de áreas Tiepolo *et al.*²²⁷⁸ apontam sério risco de extinção desta população nos próximos 100 anos, caso medidas de conservação não sejam efetivadas na região. Entretanto, as probabilidades de extinção da população nos próximos 18 anos ou três gerações são baixas. No PE das várzeas do rio



Ivinhema e entorno, no estado do Mato Grosso do Sul, Tomas *et al.*²²⁸⁹ estimaram a população de cervos em 889 cervos em 4.000 km². Na bacia do rio Guaporé, Tomas e Tiepolo²²⁹¹ apontam estimativas de aproximadamente 3.000 cervos na REBIO do Guaporé e no seu entorno.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A acentuada retração na área de ocorrência original da espécie deve-se a múltiplos e complexos fatores, dentre eles a alteração e eliminação de *habitat* devido ao avanço das fronteiras agrícolas e urbanas, doenças introduzidas por bovinos domésticos, como febre aftosa, brucelose, babesiose, ecto e endoparasitas diversos e atividades predatórias de caça^{1755,2428}. Mais recentemente, a construção de grandes usinas hidrelétricas tem se transformado na principal causa do desaparecimento das populações naturais de *B. dichotomus*²²⁷⁸, uma vez que a perda em larga escala de *habitat* de terras baixas é uma consequência inevitável da formação dos reservatórios. As barragens eliminam os ambientes de várzea onde vive o cervo-do-pantanal anulando praticamente qualquer possibilidade de sobrevivência de populações a longo prazo⁴¹⁸. Outras ameaças importantes são as drenagens clandestinas das várzeas que, na busca pela expansão agropecuária, secam e descaracterizam o ambiente natural, substituindo a paisagem original por gramíneas exóticas. Subsequentemente, o contato e aproximação de espécies domésticas implicam em outros graves prejuízos, relacionados à sanidade²²³¹.

Até 1967, o cervo-do-pantanal foi ostensivamente caçado, uma vez que o seu couro era apreciado para a confecção de material de montaria e vestimentas para uso no campo. Pinder¹⁷⁵⁴ registrou que 19% da população estudada na bacia do rio Paraná foi abatida ao longo de um ano. Em pelo menos um dos casos, a carne do animal abasteceu o comércio ilegal de carne de caça, que atuava pelo menos até 1994, no município de Presidente Epitácio. Atualmente a caça ainda ocorre especialmente para a obtenção do troféu, na cabeça dos machos com grandes chifres.

As enfermidades têm sido pouco estudadas nas populações naturais de cervos-do-pantanal, mas aparentemente têm efeito muito importante na redução das populações ocorrida no último século. Duarte⁶⁴⁶ estudando uma população da área de influência da Usina Hidrelétrica Sergio Motta em Porto Primavera, no sentido de identificar um grande número de enfermidades nos cervos-do-pantanal, registrou a importância da aftosa⁸¹, das orbivirose como a língua azul e a doença epizootica hemorrágica¹⁴⁵⁷, da babesiose¹²⁴⁹, da leptospirose⁸³⁵ e da neosporose⁸³⁹ como as de maior frequência de anticorpos na população de cervos. As orbivirose, Língua-azul, Doença Epizootica Hemorrágica, têm sido um fator de mortalidade relevante em populações em cativeiro de cervídeos, podendo chegar a 90% de mortalidade em animais que tem contato com o vírus⁶⁴⁷. Estudos epidemiológicos têm determinado a existência de ampla distribuição dessa enfermidade nas regiões sudeste, sul e parte do centro-oeste brasileiro^{82,86,1457}. Estudos sorológicos realizados com *Ozotoceros bezoarticus* no Pantanal sugerem que este vírus não esteja presente nesse bioma, mas a chegada dele é inevitável, basicamente pela movimentação de bovinos entre áreas contaminadas e o Pantanal. Ainda, estudos sorológicos realizados em caimitus, *Pecari tajacu* detectaram animais positivos para Língua-Azul (E.P. Medici, obs. pess., 2011). A chegada desse vírus no Pantanal sugere ampla e rápida disseminação, uma vez que é transmitido por insetos picadores, que gozam de enormes densidades nesse bioma, devido a abundância de água e altas temperaturas. Essa conjunção de fatores levaria a uma morbidade e conseqüente mortalidade muito alta em todas as populações de cervídeos, dentre eles o cervo-do-pantanal. A identificação de *Ehrlichia chaffeensis*, causadora da erlichiose monocítica humana, foi um achado relevante em animais capturados em Porto Primavera¹²⁴⁸. Dentre os ectoparasitas, os carrapatos foram os mais importantes²²³⁰, com frequências de até 100% de animais infectados na população. Interessante associação existiu entre a qualidade das várzeas e esta parasitose, uma vez que áreas de várzeas menores, ou submetidas ao impacto da usina hidrelétrica tiveram tanto maior frequência de animais parasitados como estes possuíam maiores níveis de infestação²²³¹. Isso mostra que a qualidade do *habitat* está diretamente relacionado à presença das enfermidades, principalmente devido ao maior ou menor contato com bovinos.

Outras ameaças referem-se a fuga de cervos durante incêndios e enchentes em áreas de ocupação



pelos cervos para áreas antropizadas, como sítios, fazendas, vilas, cidades e assentamentos humanos; ações voluntárias de translocação e manipulação de cervos durante situação de resgates em condições de incêndio e enchentes que podem causar a morte de cervos por miopatia de captura; atropelamentos em estradas secundárias ou rodovias que atravessam várzeas onde a espécie ocorre; ataques de cães ferais ou domésticos; e picadas de abelhas exóticas, como *Apis mellifera*, quando formam enxames em áreas onde há intensa produção melífera, como são as várzeas do rio Paraná entre o Paraná e o Mato Grosso do Sul onde o cervo ocorre^{2278,2280}.

Ações de conservação

Existentes

Plano de Ação Nacional para Conservação dos Cervídeos Brasileiros^{636,982a}.

Necessárias

Atualmente não são conhecidas ações de conservação diretamente voltadas para esta espécie *in situ*. Um programa de conservação *ex situ* vem sendo desenvolvido pelo Núcleo de Pesquisa e Conservação de Cervídeos (NUPECCE) da UNESP/Jaboticabal. A população cativa do Brasil apresenta hoje aproximadamente 100 animais, distribuídos em 18 diferentes instituições, entre zoológicos, criadouros e universidades. No nível de políticas públicas, o estado do Paraná lançou em 2009 um Plano de Conservação para Espécies de Mamíferos Ameaçados de Extinção do estado, onde o cervo está incluído. Neste trabalho são detalhadas as informações disponíveis sobre a espécie incluindo as ameaças e o plano de conservação com prioridades de ações e recomendações para a conservação da espécie²²⁸⁰.

Presença em unidades de conservação

Rondônia: REBIO do Guaporé;

Tocantins: PARNA do Araguaia;

Maranhão/Piauí/Tocantins: PARNA Nascentes do Rio Parnaíba;

Goiás: PARNA das Emas;

Mato Grosso: PARNA do Pantanal Matogrossense, ESEC de Taiamã, PE Guirá, PE Encontro das Águas, RPPN Sesc Pantanal;

Mato Grosso do Sul: PE das Várzeas do Rio Ivinhema, PE do Pantanal do Rio Negro, RPPN Fazendinha;

Minas Gerais /Bahia: PARNA do Grande Sertão Veredas;

São Paulo: ESEC de Jataí, PE do Rio Aguapeí, PE do Rio do Peixe;

Mato Grosso do Sul/Paraná: PARNA de Ilha Grande.

Pesquisas

Existentes

- Desenvolvimento de metodologia para amostragem de cervos-do-pantanal por armadilhas fotográficas. NUPECCE/UNESP;
- Análise da Variabilidade Genética em uma população reintroduzida de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). UNESP/Jaboticabal;
- Estimativas populacionais nas várzeas do rio Paraná, rio Ivinhema e rio Guaporé, UFPR, Embrapa Pantanal, UFJF e UNESP Jaboticabal;
- Estudos de viabilidade populacional para populações de cervos do rio Paraná;
- Estimativas populacionais e monitoramento populacional realizados no Pantanal Matogrossense, Embrapa Pantanal;
- Estudos de ecologia alimentar, Embrapa Pantanal.

Necessárias

- Avaliação da atual distribuição da espécie, com ênfase nas bacias hidrográficas com potencial hidrelétrico;



- Realização de estimativas populacionais periódicas para conhecimento da dinâmica das populações no Pantanal, Guaporé, Araguaia e Paraná;
- Avaliação de fatores impactantes como condição sanitária, caça, espécies domésticas/exóticas e outros, estabelecendo medidas para seu controle e mitigação. Com ênfase no impacto dos bubalinos na bacia do rio Guaporé, caça no Araguaia e Paraná e sanidade no Pantanal;
- Avaliar estratégias para o manejo de paisagens no entorno das UCs;
- Determinar a estrutura genética das populações de *Blastocerus dichotomus*;
- Caracterizar a prática da caça, motivação e estratégias, ao *Blastocerus dichotomus* a fim de combater efetivamente o problema;
- Confirmar a ocorrência de populações de *Blastocerus dichotomus* no Banhado dos Pachecos e no PARNA Grande Sertão Veredas;
- Realização de monitoramento intensivo por meio de rádio-telemetria nas populações pequenas, menores que 100 indivíduos de *B. dichotomus*;
- Desenvolvimento de metodologias para a implantação de um banco de germoplasma da espécie.

***Mazama bororo* Duarte, 1996**

José Maurício Barbanti Duarte, Alexandre Vogliotti, Eveline dos Santos Zanetti, Márcio Leite de Oliveira, Liliani Marília Tiepolo, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjorne de Almeida

Ordem: Artiodactyla

Família: Cervidae

Nomes comuns: veado-mateiro-pequeno, veado-bororó-de-são-paulo, veado-vermelho



Foto: NUPECCE

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cde; B1ab(ii,iii,v); C2a(ii)

Justificativa

Infere-se que a população de *Mazama bororo* tenha tido uma redução de cerca de 30% nos últimos 15 anos devido a processos de exploração, possível competição com *Mazama americana*, caça, perda de qualidade de *habitat* e processos de conversão de florestas nativas em plantações de pinus, eucalipto e banana, no Vale do Ribeira, em Guaratuba. Estes processos não cessaram e não irão cessar nos próximos anos. A extensão de ocorrência foi calculada em 19.397 km², consistindo em UCs de proteção integral e áreas adjacentes. Até o presente, a espécie foi localizada em apenas nove localidades e infere-se que haja contínuo declínio na sua área de ocupação, na qualidade do seu *habitat* e no número de indivíduos maduros. O número aproximado de indivíduos maduros é de 8.500, considerando densidade ótima (1,5 animal/km²) em Intervalles, Carlos Botelho e Jacupiranga e com densidades mais baixas (0,5 animal/km²) no restante da extensão da sua ocorrência. A população de indivíduos maduros é maior que 1.000,



sua área de ocupação é maior que 20 km² e não há análise quantitativa da probabilidade de extinção, portanto a espécie não se enquadra nos critérios D e E.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{686,688a}	São Paulo: Ameaçada Paraná: VU
Avaliação global ⁶⁴⁹	VU C2a(ii)

Outros nomes aplicados ao táxon

Mazama intermedia Duarte e Jorge, 1998.

Notas taxonômicas

Em 1992, baseado em diferenças cariotípicas entre outras espécies de *Mazama* e o espécime encontrado, Duarte propôs a existência de uma nova espécie que ele chamou de *Mazama bororo*. O indivíduo cativo usado para estas análises foi originado de Capão Bonito, região sul do estado de São Paulo. Descrição mais detalhada do animal foi feita por Duarte e Merino⁶⁴¹, Duarte⁶⁴⁵ e Duarte e Jorge⁶³⁹, que reconheceram esta espécie, morfológicamente e cariotipicamente, como uma forma intermediária entre *M. nana* e *M. americana*. Apenas recentemente, o artigo que descreve a espécie citogeneticamente e morfológicamente foi aceito para publicação⁶³⁹, constituindo-se no documento oficial de aceitação da espécie pela comunidade científica. O número e a forma dos cromossomos são as características mais distintivas dentre os *Mazama*, sendo de fato as únicas ferramentas conclusivas para a distinção entre espécies semelhantes do gênero, como *M. bororo* e *M. americana*. *M. bororo* apresenta um número diplóide variando entre 32 e 34 cromossomos e um número fundamental de braços cromossômicos (NF) = 46. Quanto à morfologia, apresentam de 8 a 10 cromossomos do grupo A (grandes sub-metacêntricos), de 4 a 6 cromossomos do grupo B (supra-numerários), 2 cromossomos do grupo C (pequenos sub-metacêntricos), 4 do grupo D (grandes acrocêntricos) e entre 14 e 18 cromossomos do grupo E (pequenos acrocêntricos)⁶³⁹. As diferenças intraespecíficas quanto ao número de cromossomos são relativamente comuns no gênero *Mazama* e, geralmente, são o resultado de fusões cêntricas ou em tandem⁶⁴¹, que teoricamente não interferem no pareamento meiótico. Os híbridos entre *M. nana* e *M. americana*, apesar de bastante semelhantes aos *M. bororo* no aspecto morfológico, apresentam o conjunto cromossômico de ambos os parentais e, portanto, são facilmente distinguíveis através da análise citogenética. Recentemente, metodologias moleculares foram desenvolvidas para identificação de *M. bororo*, permitindo o uso de metodologias não invasivas de amostragem, com o uso das fezes como fonte de DNA⁸⁴³. Apesar do padrão de coloração bastante semelhante ao de *M. americana*, as espécies diferem sensivelmente em relação ao peso, que pode alcançar os 65 kg em *M. americana*²⁸².

Distribuição geográfica

Dada sua descrição recente, não há informações históricas sobre a espécie que permitam avaliar os efeitos do processo de colonização humana em sua distribuição. Porém, as evidências geográficas sugerem que a espécie sempre ocupou uma área de distribuição restrita que, na melhor das hipóteses, corresponderia à ecorregião das Florestas Costeiras da Serra do Mar. As procedências dos espécimes de cativeiro utilizados na descrição da espécie sugerem uma distribuição restrita aos remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica presentes na região sul do estado de São Paulo e leste do estado do Paraná⁶³⁹. Entretanto, esta distribuição pode se estender até o leste catarinense caso os espécimes analisados por Rossi¹⁹⁶³ sejam definitivamente identificados como *M. bororo*. Utilizando técnicas moleculares de identificação pelo DNA fecal, Duarte *et al.*⁶⁴⁴ demonstraram que a espécie encontra-se atualmente restrita entre os paralelos 24° e 26° Sul e os meridianos 47° e 49° Oeste. Essa distribuição é uma das menores do mundo dentre toda a família dos cervídeos²⁴²². A dinâmica da destruição da



Mata Atlântica foi mais acentuada nas últimas três décadas, resultando em sérias alterações para os ecossistemas que compõem o bioma, devido, em particular, à alta fragmentação do *habitat* e perda de sua biodiversidade⁴⁴⁷. Dos estados de ocorrência de *M. bororo*, o estado do Paraná foi extremamente afetado por essa destruição da Mata Atlântica, apresentando hoje somente 10,74% da área original do bioma, reduzindo com isso a área de distribuição desta espécie.



História natural

Ocorre em Remanescentes de Mata Atlântica, principalmente a ecorregião das Florestas Costeiras da Serra do Mar - Floresta Ombrófila Densa em estágios primário e secundário avançado de sucessão²⁴⁰⁸ e seus ecótonos com as Florestas Úmidas de Araucária e as Florestas Úmidas do Interior do Paraná-Paraíba. O relevo da região compreende desde as planícies costeiras ao nível do mar até os terrenos acidentados das serras, com até 1.200 m de altitude²⁴⁰⁷. A região apresenta clima subtropical úmido, com transição para o clima subtropical úmido de altitude. Suas florestas apresentam um dossel alto e denso, com diferentes estratos arbóreos e caracterizam-se por uma vegetação exuberante, rica em espécies epífitas¹⁴⁵⁹.

Há pouca informação acerca do comportamento dos veados do gênero *Mazama* que de modo geral apresentam uma natureza tímida e reservada. Segundo Barrette¹³⁷, esses animais são agrupados entre os “Pequenos Cervídeos Florestais Solitários”, que reúnem animais de tendências florestais, de hábitos noturnos, solitários, territorialistas e sedentários, ocupando pequenas áreas de vida. A maior parte dessas características foi apontada por moradores do entorno da Serra de Paranapiacaba para os veados-vermelhos da região, *M. bororo*. Os animais apresentaram um padrão de atividade essencialmente noturno e crepuscular, com cerca de 55% das fotos, obtidas durante o monitoramento com armadilhas fotográficas registradas entre as 18 e 22 horas²⁴⁰⁸. O número de registros fotográficos obtidos durante a estação chuvosa foi consideravelmente maior que na estação seca em dois estudos consecutivos realizados com a espécie no PE Intervalles, sugerindo um padrão sazonal de atividades. A grande maioria das fotos registrou apenas um indivíduo, sugerindo hábitos solitários para a espécie⁶⁴⁴. Apenas duas fêmeas dessa espécie foram monitoradas através da radiotelemetria até o momento. Para a fêmea 1 foram estimadas áreas de 48,5 ha,



pela técnica do mínimo polígono convexo - MPC e 63,9 ha (pelo Kernel Adaptativo - KA). Para a fêmea 2, foram estimadas áreas de 11,5 ha (MPC) e 24,8 ha (KA). Os *M. bororo* utilizam rotas definidas de deslocamento (carreiros e/ou trilhas) com frequência. Uma informação inédita acerca do comportamento de *Mazama* foi observada nessa espécie: o uso frequente de riachos de pouca profundidade como rotas de deslocamento²⁴⁰⁸. Há poucas informações relativas à alimentação da espécie. Alguns indícios de frugivoria foram obtidos através do monitoramento fotográfico de algumas árvores em frutificação no PE Intervales²⁴⁰⁸. Além de frutas e sementes, cultivares diversas, folhas ou brotos e plantas herbáceas²⁴⁰⁸ compõem a dieta desta espécie. O palmito-jussara, *Euterpe edulis* é bastante importante na dieta de *M. bororo*. O sistema digestório desses animais é menos complexo, apresentando um rúmen pequeno, um menor tempo de retenção do alimento no retículo, omaso e abomaso relativamente menores e pouco desenvolvidos, além de intestinos curtos¹⁸⁰⁶. Estas características refletem a estratégia nutricional desses animais, que selecionam uma dieta pobre em fibra e rica em carboidratos solúveis, proteínas e gorduras. Esses alimentos são, em geral de fácil digestão e seu valor nutricional está concentrado principalmente no conteúdo celular e não na celulose das paredes celulares¹⁸⁰⁶. Alguns moradores entrevistados na região da Serra de Paranapiacaba mencionaram a ocorrência de sazonalidade reprodutiva nos veados da região. Uns apontaram o período de nascimentos entre agosto e setembro e outros apontaram julho e agosto como períodos de acasalamento. Dois entrevistados mencionaram que a reprodução nessas espécies ocorre ao longo de todo o ano sem um período definido²⁴⁰⁸. Durante o monitoramento fotográfico, as únicas fotos de filhotes com sua coloração típica foram obtidas entre os meses de setembro e fevereiro e representam as únicas evidências reprodutivas da espécie, sugerindo a existência de um pico de nascimentos entre o final do inverno e o início do verão²⁴⁰⁸.

População

Dados populacionais sobre esta espécie ainda são escassos. É sabido que existe uma população isolada em uma área de floresta atlântica perto da cidade de Capão Bonito, no estado de São Paulo. No entanto, até o momento, a única população efetivamente monitorada foi a do PE Intervales, no município de Iporanga (SP), onde quatro animais foram capturados e devidamente identificados através da análise citogenética²⁴⁰⁶⁻²⁴⁰⁸. Todos apresentaram o padrão cromossômico típico da espécie, descrito por Duarte e Jorge⁶³⁹. Em estudo utilizando o DNA fecal para a estimativa da densidade de *M. bororo* no PE Intervales obteve-se uma densidade estimada de 1,5 indivíduos/km², o que gera uma população estimada de 615 animais para o Parque. Considerando todas as UCs que estão na área sugerida de distribuição geográfica da espécie, teríamos uma área protegida de 363.745 ha com possível ocorrência da espécie. Se nessas outras UCs a densidade de *M. bororo* for a mesma, teríamos uma população protegida da espécie na ordem de 5.500 animais, sendo 4.500 no estado de São Paulo e 1.000 no estado do Paraná. Entretanto, estima-se por indícios que a densidade populacional difere mesmo entre as UCs. O número aproximado de indivíduos maduros é de 8.500, considerando também as áreas remanescentes fora das UCs, e considerando densidade ótima (1,5 animal/km²) em Intervales, Carlos Botelho e Mosaico de Jacupiranga e com densidades mais baixas (0,5 animal/km²) no restante da extensão da sua ocorrência.

Estima-se que as pressões sobre a espécie, como a perda e degradação de *habitat*, competição com *Mazama americana*, caça e presença de cães domésticos, sejam responsáveis por uma redução populacional de pelo menos 30% em um período de três gerações incluindo passado e futuro. Esta redução pode ser inferida a partir da abundância de indícios em UCs bem protegidas, com densidades ótimas da espécie, consideradas como a condição passada da espécie, e em UCs e áreas não protegidas onde existe a presença de caçadores e degradação de *habitat*, consideradas como a condição futura da espécie, sendo esta abundância em condições ótimas pelo menos três vezes superior à encontrada em outras localidades.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

Perda e fragmentação do *habitat* é a principal ameaça para as populações de *M. bororo*⁶³⁸.

A exploração clandestina do palmito, *Euterpe edulis*, é uma atividade bastante difundida na região de ocorrência de *Mazama bororo*, gerando importantes conflitos sociais. Além de promover a perda de um recurso potencialmente importante para boa parte da fauna local, esta atividade é geralmente associada à caça.

A caça aos veados é considerada uma das mais esportivas dentre as espécies brasileiras, mas também tem grande importância de subsistência dada a quantidade de biomassa obtida. Não existem dados referentes ao impacto causado por esta atividade nas populações de *M. bororo*, mas apesar de sua proibição, a caça ainda é bastante praticada em todo o país.

A presença de cães no entorno das unidades de conservação também se constitui numa séria ameaça para muitas espécies de veado. Os cães têm grande habilidade em detectar os veados e persegui-los durante muitas horas. Na maioria das vezes os veados são capturados e mortos. Estima-se que muitos animais morram em decorrência da “miopatia de captura”, uma síndrome causada pela intensa atividade física durante a fuga, mesmo quando estes não são capturados pelos cães.

Não há estudos que avaliem a incidência de doenças oriundas de espécies domésticas e seus efeitos nas populações selvagens de *Mazama bororo* ou qualquer espécie do gênero.

A espécie é vítima frequente de atropelamentos.

Ações de conservação

A espécie está incluída nos Planos de Ação Nacionais para a conservação dos cervídeos - PAN Cervídeos^{636,982a} e dos mamíferos da Mata Atlântica Central - PAN MAMAC^{683a}. Estas ações incluem a proteção e manejo das áreas de ocorrência histórica de *Mazama bororo* de forma a priorizar as necessidades da espécie, incluindo ações nas áreas do entorno de unidades de conservação que diminuam as pressões sobre as mesmas, e busquem evitar que as áreas protegidas se tornem excessivamente isoladas a ponto de comprometer sua biota. Além disto, devem ser implantados de programas de educação ambiental ao longo da área de ocorrência da espécie.

Presença em unidades de conservação

São Paulo: PE Intervalles, PE Carlos Botelho;

Paraná: APA Estadual de Guaratuba.

Pesquisas

Existentes

Partição do *habitat* entre *Mazama americana* e *Mazama bororo* na Floresta Ombrófila Densa, ESALQ/USP; história natural de *Mazama bororo* por meio da etnozootologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria, ESALQ/USP; análise citogenética de *Mazama bororo*, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP.

Necessárias

Levantamento do *status* de *Mazama bororo* nos remanescentes de Mata Atlântica.

Realização de estudos ecológicos populacionais.



Mazama nana (Hensel, 1872)

José Maurício Barbanti Duarte, Vanessa Veltrini Abril, Alexandre Vogliotti, Eveline dos Santos Zanetti, Márcio Leite de Oliveira, Liliani Marília Tiepolo, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjorne de Almeida

Ordem: Artiodactyla

Família: Cervidae

Nomes comuns: veado-mão-curta, veado-pequeno, veadinho, veado-cambuta, cambucica, veado-bororó, veado-bororó-do-sul



Foto: José Maurício Barbanti Duarte

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cde

Justificativa

Suspeita-se de redução populacional de *Mazama nana* maior ou igual a 30%, sem perspectiva de cessar os impactos. Esta redução é causada por efeito de borda nos pequenos fragmentos, caça, predação por cães domésticos, agrotóxicos e enfermidades de ungulados domésticos. A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² e sua área de ocupação é maior que 2.000 km²; sua população total é maior do que 10.000 indivíduos maduros, portanto a espécie não está ameaçada sob os critérios B, C e D. Não há análise quantitativa de probabilidade de extinção para esta espécie. Não existem evidências de emigração ou imigração diferencial de indivíduos desta espécie entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria da espécie não é alterada quando se aplica a avaliação regional.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{650,1450}	VU A2cde
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{685,686,688a,689}	São Paulo: Ameaçada Paraná: VU Santa Catarina: VU Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ⁶⁴³	VU A3cde

Notas taxonômicas

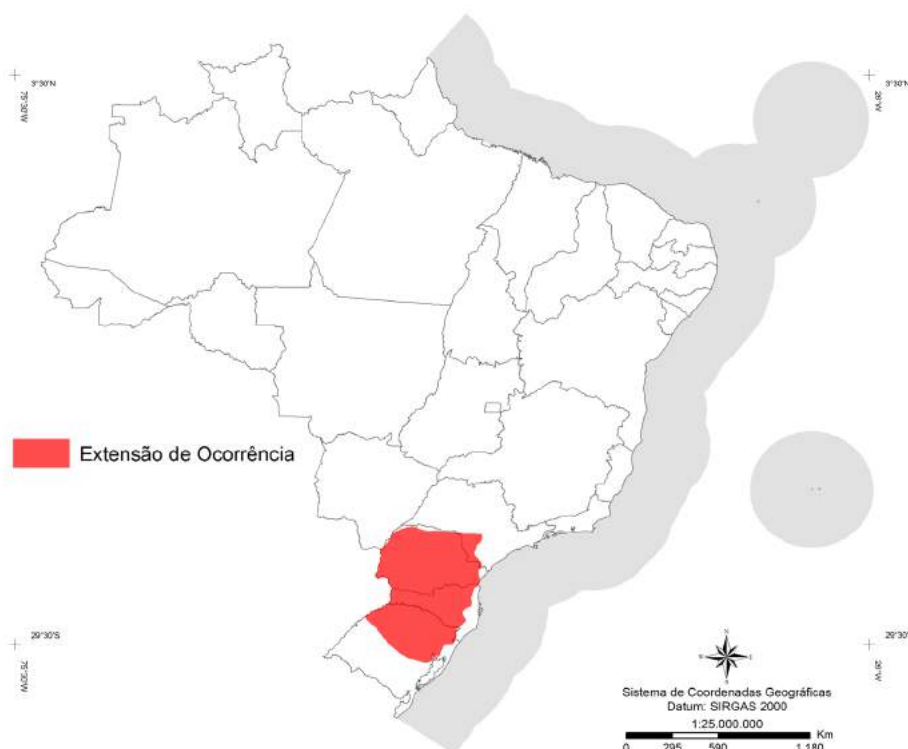
Inicialmente, a espécie brasileira foi classificada como *Mazama rufina* (Bourcier & Pucheran, 1852), do Equador. Porém, Czernay⁵⁶⁴ a classificou como *Mazama nana* (Hensel, 1872) o que se tornou aceito em publicações posteriores como Grubb⁸⁸⁰, Duarte⁶⁴⁵ e Duarte e Merino⁶⁴¹. Essa classificação foi dada em virtude principalmente da distribuição alopátrica entre a espécie equatoriana, *M. rufina*, e a que ocorre no sul do Brasil e médio Paraná, *M. nana*.

Distribuição geográfica

Mazama nana tem a distribuição bastante discutida. Para Cabrera³³⁷, distribui-se pelo sudeste do



Brasil, para Vieira²³⁸¹, a espécie ocorre no Mato Grosso, São Paulo e Rio Grande do Sul, para Duarte⁶⁴⁵, a ocorrência se dá do norte do estado do Paraná ao centro do Rio Grande do Sul, em áreas de Mata Atlântica do Interior que atualmente sofrem grande alteração antrópica e estão fragmentadas. Rossi¹⁹⁶³ relata a ocorrência para o sudeste de São Paulo, sul do rio Paranapanema, Paraná, Santa Catarina e norte de Rio Grande do Sul. A distribuição atual, apesar de bastante reduzida e provavelmente restrita a poucas unidades de conservação, apresenta registro para todos os estados da distribuição original da espécie, com exceção do estado de São Paulo. Os registros recentes da espécie no Brasil apontam a existência de populações no estado do Paraná, na região média do rio Ivaí e nas cidades que integram o PARNA do Iguaçu, Guarapuava, Irati, São Mateus do Sul e Morretes¹²⁶³. Em Santa Catarina foi registrado no Município de Vitor Meireles²³⁰¹. Baseando-se nos materiais depositados no Museu de História Natural Capão da Imbuia de Curitiba, as áreas onde há registro de *M. nana* são: Guarapuava (espécime de 1987 e 1991), rio Sagrado – cidade de Morretes (espécime de 2001), Reserva do Iguaçu (exemplar de 1991) e São Mateus do Sul (espécime de 1986). Em áreas protegidas, a espécie é mencionada no PARNA do Iguaçu, PE das Lauráceas, PE do Pau-Óco, APA de Guaratuba, na RPPN Federal das Araucárias (cidade de General Carneiro) e RPPN Estadual Monte Alegre (cidade de Telêmaco Borba) (J.M.B. Duarte, obs. pess., 2012). Em Santa Catarina, a espécie foi registrada no Parque das Nascentes nas proximidades de Blumenau (J.M.B. Duarte, obs. pess., 2012) e também no Município de Vitor Meireles²³⁰¹. No Rio Grande do Sul, sua ocorrência é mencionada na FLONA de São Francisco de Paula (M. Fialho, com. pess., 2012). Não há registros recentes da espécie em São Paulo, mas é possível que ainda ocorra na região de ecótono (Floresta Semidecídua, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa e Cerrado) de Itararé, Itapeva e Capão Bonito.



História natural

Mazama nana está associada à Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) e seus ecótonos com formações florestais adjacentes, a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Ombrófila Densa e o Cerrado^{3,1263,1963}. O ambiente que esta espécie ocupava foi majoritariamente substituído pela agropecuária, tendo havido uma perda de cerca de 95% da cobertura de Floresta Ombrófila Mista¹⁴⁵⁹,



causando o declínio abrupto do número de indivíduos da espécie. Preferem *habitat* com maiores altitudes e vegetação densa como sub-bosques de taquara ou zonas de vegetação secundária como capoeiras⁶⁴⁵. No entanto, para Czernay⁵⁶⁴ a espécie gosta muito de água e evita regiões secas. Segundo Duarte⁶⁴⁵ a espécie ocupa regiões montanhosas e íngremes, especialmente das serras do interior de Santa Catarina e Paraná, contanto que sejam cobertas de densa vegetação. A perda de *habitat* pode ter levado a espécie a ocupar formações florestais menos preferenciais, explicando os registros recentes no leste do Paraná e Santa Catarina (Floresta Ombrófila Densa Montana e Submontana)¹²⁶³ (J.M.B. Duarte, o. pess., 2012) e a ausência de registros históricos nestas regiões¹⁹⁶³. No Paraná, *Mazama nana* é conhecido em áreas de Floresta Semidecídua, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa e Cerrado, mas não há informação adicional sobre a distribuição original e atual no estado¹⁴¹⁹.

Têm hábitos noturnos e crepusculares, são solitários, territorialistas e sedentários, ocupando pequenas áreas de vida¹³⁷ podendo também ocorrer aos pares⁶⁶². Não há nenhum estudo abordando a dieta de *M. nana*, mas é possivelmente semelhante à dos demais *Mazama*. A ausência de dados sobre as características reprodutivas de *Mazama nana* reflete a necessidade de um estudo aprofundado para a espécie. Contudo, os aspectos reprodutivos de *Mazama* podem ser resumidos na presença de cio pós-parto e na produção de apenas uma cria por ano, após uma gestação de cerca de sete meses^{1553,1749}. Os chifres são simples e voltados para trás. De modo geral, para os machos do gênero *Mazama*, não existe um padrão sazonal de troca de chifres, que podem ser vistos com velame em qualquer mês do ano¹⁷⁴⁹.

População

Não há qualquer levantamento populacional da espécie na natureza. Algumas pequenas populações de *Mazama nana* ainda permanecem em pequenos fragmentos cercados por propriedades rurais. Essas populações em quase sua totalidade estão sujeitas a declínios importantes ou até extinção devido à predação por cães existentes nessas propriedades, além do contato com enfermidades de bovinos como as orbivirose. Estas são responsáveis por até 90% de mortalidade em animais cativos que tem contato com o vírus⁶⁴⁷. Estes vírus estão amplamente distribuídos pelos estados do sul do Brasil nos animais domésticos e sua disseminação para os remanescentes florestais é questão de tempo⁸⁶. Ainda, o polimorfismo cromossômico encontrado nessa espécie pode prejudicar a fertilidade e inviabilizar populações pequenas². A Floresta Ombrófila Mista, ocupada por *M. nana*, encontra-se altamente fragmentada e aproximadamente 90% de seus remanescentes ocorrem em fragmentos menores que 200 ha²¹⁰⁸. Estima-se que nos próximos anos todas as populações existentes nesses fragmentos venham a se extinguir, gerando declínio superior a 30% na população total de *M. nana*.

Os animais do gênero *Mazama* são pouco estudados em vida livre e as principais razões desse desconhecimento encontram-se nas dificuldades de observação impostas pela densa vegetação de seu *habitat*¹³⁷ e seu comportamento evasivo. Um dos indicativos de abundância na natureza é a chegada de animais em cativeiro. No caso dessa espécie, a única região da qual os animais têm chegado com certa frequência é a região oeste do Paraná, no Zoológico de Cascavel e no criadouro da Itaipu Binacional. Isso decorre de sua proximidade com o PARNA do Iguaçu, onde deve persistir uma das maiores populações de *Mazama nana* no Brasil, especialmente na sua porção norte.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A maior parte do *habitat* disponível da região sul do Brasil se encontra em adiantado estágio de fragmentação. Se não forem providenciados corredores naturais entre essas áreas, as populações serão isoladas e conseqüentemente enfraquecidas com o tempo¹¹⁵².

Hoje a espécie pode ser considerada como rara, sofrendo ainda competição com *Mazama gouazoubira*, uma espécie mais adaptada a ambientes modificados³.

No Brasil, a caça aos veados só é permitida como caça de subsistência em reservas indígenas e extrativistas. Ela é praticada de maneira ilegal em todo o país, principalmente no interior onde a pobreza e a carência de proteína animal induzem à coleta de animais silvestres¹¹⁵². No caso dos veados, ela se



caracteriza como uma caça importante dada a quantidade de biomassa obtida. Isto indica que populações de *M. nana* provavelmente tenham impacto importante da caça. Além da caça de subsistência, os veados são abatidos pela caça esportiva. Não existem dados referentes ao impacto causado por esta atividade nas populações de *M. nana*, mas apesar de sua proibição, a caça ainda é bastante praticada em todo o país.

Predadores: os cães domésticos são considerados uma grande ameaça aos veados-mão-curta, inviabilizando a permanência dessa espécie em uma grande quantidade de fragmentos florestais, em especial no sistema de pequenas propriedades encontrado em grande parte do interior do Estado de Santa Catarina³. Além de invadirem as suas áreas naturais eles causam uma mortalidade acima da natural, aumentando também a infestação de vermes e protozoários para a fauna silvestre¹¹⁵². Os felinos também são uma ameaça à viabilidade populacional de *M. nana*. No entanto, os cervídeos têm grande habilidade de escapar de uma caça em espreita, como a realizada pela onça, seu maior predador. A fuga extremamente veloz, associada a uma enorme capacidade olfativa e auditiva, tornam a espécie uma presa difícil de ser abatida pelos grandes felinos. No entanto, a fisiologia muscular desses animais os impede de realizar uma fuga demorada e persistente, sendo aí presa fácil para os cães. Mesmo quando não capturados por estes, os veados podem manifestar uma síndrome envolvendo o sistema músculo-esquelético e cárdio-respiratório, a miopatia de captura, que invariavelmente leva os animais à morte horas ou dias após a perseguição⁶¹⁴.

Não há estudos que avaliem a incidência de doenças e seus efeitos nas populações selvagens de *Mazama nana*, mas enfermidades de bovinos e outros ungulados domésticos podem ter efeito muito importante em algumas populações. A Língua Azul e a Doença Epizootica Hemorrágica têm sido fatores importantes de perdas em populações de cativeiro⁸². O criadouro da Itaipu Binacional, detentor da maior população cativa da espécie, perde anualmente vários indivíduos com sintomatologia e lesões compatíveis com essas viroses (N. Moraes, com. pess., 2012).

Além das ameaças antrópicas, as populações enfrentam também problemas genéticos. O polimorfismo cromossômico intra-populacional existente pode interferir negativamente nos índices reprodutivos, levando a espécie à rápida extinção².

A instabilidade genética por que passa *Mazama nana* gera dificuldades na manutenção de populações isoladas. Aliada a isto, a fragmentação de ambientes e a quebra de isolamentos geográficos e ambientais podem estar gerando muitos animais heterozigotos para rearranjos cromossômicos^{2,635}. Estes rearranjos, quando fixados, tornam-se barreiras capazes de isolar as populações reprodutivamente, gerando novas espécies⁶⁶¹.

As populações pequenas tendem a perder sua diversidade genética devido à dificuldade de intercâmbio de indivíduos entre as populações e a maior probabilidade de ocorrerem cruzamentos entre indivíduos aparentados ou endogamia⁶³⁷.

Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Cervídeos Brasileiros - PAN Cervídeos^{636,982a}. Dentre as ações prioritárias para a conservação da espécie estão:

- Criação ou ampliação de unidades de conservação em áreas particulares e públicas para a proteção das populações remanescentes de *Mazama nana*;
- Implementação das UCs já existentes dentro da sua área de distribuição;
- Promover a conexão entre fragmentos florestais na sua área de distribuição;
- Assegurar que empreendimentos e processos de reforma agrária desenvolvidos nas áreas de ocorrência de *Mazama nana* adotem práticas de baixo impacto ambiental e que contemplem medidas mitigadoras e compensatórias, que garantam a conservação da espécie;
- Aprimorar o sistema de fiscalização das UCs na área de ocorrência de *Mazama nana*, visando o controle da caça e da presença de animais domésticos (cães e ungulados);
- Realizar programas de educação ambiental junto às comunidades que vivem no interior e entorno dos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, com destaque especial para a questão da presença de animais domésticos, caça, desmatamento e queimadas;



- Criação de mecanismos de incentivo para a implantação e manutenção de instituições signatárias do Programa de Conservação em Cativeiro;
- Elaboração do Livro de Registro Genealógico de *Mazama nana* (LRG, *Studbook*);
- Utilizar *Mazama nana* como espécie símbolo para a realização de educação ambiental em zoológicos na sua região de ocorrência.

Presença em unidades de conservação

Paraná: PARNA do Iguaçu, PE do Pau-Oco, APA de Guaratuba, PE das Lauráceas, RPPN Federal das Araucárias, RPPN Estadual Monte Alegre;

Santa Catarina: PARNA da Serra do Itajaí, Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia;

Rio Grande do Sul: FLONA de São Francisco de Paula.

Pesquisas

Existentes

Partição de *habitat* entre cervídeos no PARNA do Iguaçu, USP/Piracicaba.

Necessárias

- Determinar a distribuição atual e o estado de *Mazama nana*, por meio de inventários nos estados de ocorrência e em particular dentro das áreas protegidas;
- Realização de estudos ecológicos populacionais dentro das áreas protegidas ou em áreas onde a população de *M. nana* existe e apresenta impacto humano mínimo, a fim de se obter abundâncias populacionais e seu monitoramento;
- Avaliar a variabilidade genética das populações naturais de *M. nana*;
- Conhecer aspectos básicos da ecologia de *M. nana*, como área de vida, uso do *habitat*, dieta e estrutura social;
- Avaliação de fatores impactantes como: condição sanitária, caça, espécies domésticas e exóticas e outros;
- Desenvolvimento de metodologias para implantação de um banco de germoplasma da espécie.

Ozotoceros bezoarticus bezoarticus (Linnaeus, 1758)

José Maurício Barbanti Duarte, Alexandre Vogliotti, Eveline dos Santos Zanetti, Márcio Leite de Oliveira, Liliani Marília Tiepolo, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjerne de Almeida

Ordem: Artiodactyla

Família: Cervidae

Nomes comuns: veado-campeiro,
veado-branco



Foto: Rogério Cunha de Paula



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cde; C1

Justificativa

Esta subespécie depende da boa qualidade das fitofisionomias abertas do cerrado. Estas áreas sofreram redução consideravelmente maior do que as áreas de cerrado fechado. Estima-se, portanto, que as populações de veado-campeiro tenham tido reduções superiores a 30% nos últimos 15 anos, devido à diminuição da extensão de ocorrência e qualidade do *habitat*, caça, enfermidades e intoxicação. Estas ameaças ainda não cessaram. A extensão de ocorrência desta subespécie é estimada em 2.000.000 km² e a sua área de ocupação tem 30.000 km². Não há estimativas populacionais consistentes, com exceção do PARNA das Emas (800 indivíduos – 0,6 indivíduos/km²), a maior e mais bem preservada área de cerrado. Esta UC tem sido o foco de pesquisas com esta subespécie, justamente por sua alta densidade na área. Considerando 1/3 da densidade do PARNA de Emas para as outras UCs de ocorrência conhecida, foi estimada uma população de 6.500 indivíduos maduros, o que a torna Vulnerável sob o critério C. A população total de indivíduos maduros é maior que 1.000 e não há análise quantitativa da probabilidade de extinção. Não existem evidências de emigração ou imigração diferencial de indivíduos desta subespécie entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria da subespécie não é alterada quando se aplica a avaliação regional.

Ozotoceros bezoarticus leucogaster (Goldfuss, 1817)

José Maurício Barbanti Duarte, Alexandre Vogliotti, Eveline dos Santos Zanetti, Márcio Leite de Oliveira, Liliani Marília Tiepolo, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjorne de Almeida

Ordem: Artiodactyla

Família: Cervidae

Nomes comuns: veado-campeiro,
veado-branco



Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3ce

Justificativa

Um declínio populacional futuro, maior do que 30% nos próximos 15 anos, é suscitado devido à introdução de patógenos via ungulados domésticos, especialmente orbivíroses. Embora não seja possível uma estimativa precisa, esta porcentagem é deduzida da magnitude da mortalidade induzida pela principal ameaça, orbivíroses, em animais de cativeiro, que pode chegar a 90%, e da presença desta doença em outros ungulados do Pantanal, sugerindo uma possibilidade de rápida propagação para os



cervídeos do bioma. Existe também a tendência de substituição das pastagens naturais por gramíneas exóticas, reduzindo a área de ocupação da subespécie. A extensão de ocorrência é estimada em 151.313 km² e a área de ocupação é de 125.000 km²; a população total estimada é de 40.000 indivíduos, dos quais mais de 1.000 são maduros. Não há análise quantitativa da probabilidade de extinção desta subespécie. Não existem evidências de emigração ou imigração diferencial de indivíduos desta subespécie entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria da subespécie não é alterada quando se aplica a avaliação regional.

Todas as informações a seguir são referentes à espécie *Ozotoceros bezoarticus*.

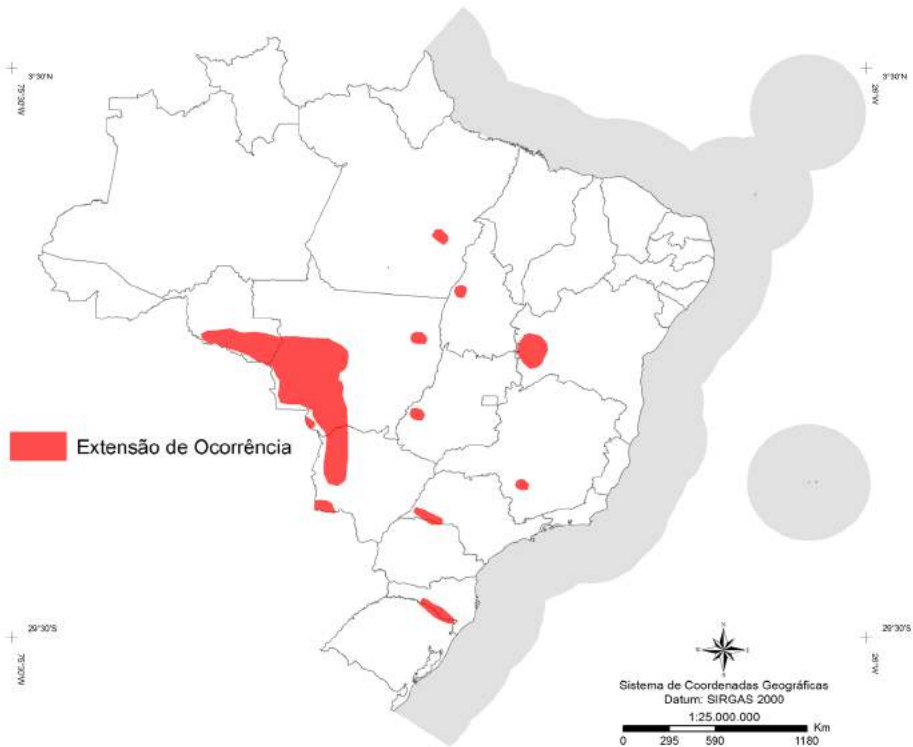
Outras avaliações

Avaliação nacional anterior* ¹²⁴⁴	NT
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,685,686,688a,689}	Minas Gerais*: EN São Paulo*: Ameaçada Paraná*: CR Santa Catarina*: VU Rio Grande do Sul*: CR
Avaliação global* ⁸⁴⁴	NT

*Todas as avaliações foram realizadas como *Ozotoceros bezoarticus*.

Distribuição geográfica

A distribuição histórica do veado campeiro no Brasil é conhecida de relatos pioneiros de expedições de naturalistas e de espécimes depositados em museus¹⁴³⁵. Originalmente ocorriam nos ambientes abertos entre as latitudes 5° e 41°S^{209,846}, do Brasil, da Bolívia, do Paraguai, do Uruguai⁸⁴⁵ e da Argentina³³⁴. Atualmente, porém, suas populações encontram-se restritas a áreas limitadas ao longo de sua distribuição original, e se encontram reduzidas e isoladas geograficamente^{279,594,842,846}. Weber e Gonzalez²⁴²² citam





uma diminuição de 98% da sua área de distribuição.

Ozotoceros b. bezoarticus ocorre no centro-oeste do Brasil nas regiões entre o sul da bacia Amazônica e o planalto matogrossense, ao leste, até o alto rio São Francisco, em Minas Gerais, no sentido leste e o Rio Grande do Sul, no sentido sul.

O. b. leucogaster ocorre no sudoeste do Brasil, na região do sul do Mato Grosso, no sudeste da Bolívia e Paraguai⁸⁴².

História natural

Espécie característica dos ambientes abertos ao sul do rio Amazonas¹⁴⁰⁴.

Ozotoceros b. bezoarticus habita a porção nordeste do ecossistema cerrado.

Ozotoceros b. leucogaster está presente no Pantanal e sul do país, nos campos e manchas de cerrado³³⁴.

Veados-campeiro alimentam-se principalmente de itens suculentos e leves com alto teor energético e de fácil digestão, como flores, folhas novas, gomos e arbustos^{842,1021,1905,1909}. São considerados pastadores-podadores¹⁹⁰⁶, e apesar de consumirem uma grande variedade de plantas, são seletivos quanto às partes ingeridas, preferindo partes mais tenras como folhas novas e flores.

Seus principais predadores naturais são a onça-pintada, *Panthera onca* e o puma, *Puma concolor*, porém o graxaim-do-campo, *Pseudalopex gymnocercus*, a jaguatirica, *Leopardus pardalis* e o javali, *Sus scrofa* podem ser também responsáveis pela mortalidade de recém-nascidos e animais debilitados¹⁰¹⁹. Registros de predação de veados-campeiro por lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* e sucuri, *Eunectes murinus*) foram obtidos no PARNA das Emas^{1720,1909}.

No cerrado brasileiro áreas de uso de 5,9 km² a 175,2 km² foram encontradas para a espécie, variando com sexo, disponibilidade de alimentos, área estudada e métodos de estimativa^{1154,1911}. Segundo Rodrigues e Monteiro-Filho¹⁹⁰⁵ cada veado-campeiro sobrepõe no mínimo 80% de sua área de vida com a de outros indivíduos, facilitando a divisão dos recursos disponíveis como água e alimento, de maneira que áreas com poucos recursos, ou onde os recursos não são uniformemente distribuídos, possam abrigar grandes populações destes animais.

Mesmo quando em abundância, os veados-campeiro vivem em pequenos grupos que raramente excedem cinco ou seis indivíduos³³³. Tais grupos estão intimamente relacionados com as características do ambiente e surgem em função dele²⁰⁹, porém não são fixos, formando-se e se desfazendo continuamente¹⁹⁰⁵, com indivíduos transitando livremente entre um grupo e outro¹⁹⁰⁹. A espécie é pouco gregária e a predominância de pequenos grupos pode estar relacionada à instabilidade social, associada a uma baixa densidade populacional¹⁵³⁵.

População

Leeuwenberg e Lara-Resende¹¹⁵³ verificaram uma população de 101 a 130 indivíduos de *Ozotoceros b. bezoarticus* no Distrito Federal, na APA Cabeça de Veado. No PARNA das Emas, a população estimada variava entre 1.000 e 1.300 indivíduos¹⁹⁰⁷. Pinder¹⁷⁵³ estimou que nas áreas protegidas do cerrado existiam 450.000 km² de *habitat* disponível que poderiam potencialmente sustentar uma população de 10.600 veados campeiros.

Merino *et al.*¹⁴⁰⁴, estimaram uma área disponível de 125.116 km² no Pantanal Matogrossense, que pode potencialmente suportar uma população de *Ozotoceros b. leucogaster* de 20 a 40 mil indivíduos. Segundo Mourão *et al.*¹⁴⁹⁵, a maior população conhecida de veados-campeiros está localizada nessa região, estimada em 60.000 indivíduos; no entanto, dados preliminares indicaram que a densidade diminuiu a uma taxa de cerca de 30% ao ano, de 1991 a 1993.

No sul do Brasil, os estudos de Braga *et al.*²⁷⁷ apontam para populações relictuais composta por poucos indivíduos nos campos do sul do estado do Paraná. Em outra localidade com as características naturais já convertidas para produção de grãos e pecuária Braga e Kuniyoshi²⁷⁶ estimaram em 71,45 veados em uma área de 6.000 ha, e a densidade obtida foi de 1,19 indivíduos/km². Outro estudo realizado no Paraná por Miranda *et al.*¹⁴³³ registra a espécie nos campos de Palma. A situação se mostra crítica também no planalto de Santa Catarina como demonstram os estudos de Mazzolli & Benedet¹³³⁰ e Tortato & Althoff²³⁰⁰ que



apontam registros relictuais da espécie para áreas de campo em Coxilha Rica, Rio Negrinho e Itaiópolis. Apesar dos estudos relatarem que o veado campeiro tem convivido com ambientes alterados, tratam-se de pequenas populações isoladas - as últimas de uma paisagem completamente modificada - neste cenário todos os autores são unânimes sobre o crítico risco de extinção do veado campeiro em curto prazo nos campos sulinos do Brasil em razão de diversos fatores, entre os quais a conversão de *habitat* para pecuária, agricultura e plantações de pinus, manejo inadequado de propriedades rurais, parcelamento da propriedade rural, inexistência de áreas protegidas para a espécie, atropelamento e caça.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda de *habitat* devido à ação antrópica, por expansão populacional e exploração agropecuária¹⁰²¹ é um dos principais responsáveis pela diminuição e fragmentação das populações desta espécie. Segundo Weber e Gonzalez²⁴²² as principais razões da fragmentação das populações de veado-campeiro são o uso extensivo de áreas para a pecuária e agricultura, principalmente soja e cana-de-açúcar, e projetos florestais como explorações de *Pinus* sp. e *Eucaliptus* sp. Muitos autores sugerem que a intensificação do uso da terra afeta negativamente a presença e a abundância dos veados-campeiro^{595,1721}. Dellafiore *et al.*⁵⁹⁴ observaram que a porcentagem de cultivos ou pastagens exóticas, densidade de rebanhos domésticos e subdivisões internas das propriedades estão inversamente relacionadas à densidade de veados-campeiro.

A caça é outro fator de pressão que incide sobre esta espécie, tanto no que se refere a modalidade esportiva, quanto de subsistência, e ainda o abate de animais devido aos aspectos culturais que associam partes do corpo da espécie a propriedades curativas. Fatores que tornam o veado-campeiro particularmente suscetível à caça são o seu padrão de atividades basicamente diurno, os ambientes abertos ocupados pela espécie e a facilidade de aproximação dos animais. Somente algumas populações muito perseguidas se tornam arredias, mas na maioria delas uma movimentação cautelosa em direção aos animais permite uma aproximação de 10 a 30 metros com certa facilidade.

A transmissão de doenças por ungulados domésticos é outro fator que afeta as populações de veados-campeiro. A espécie também é vulnerável a enfermidades parasitárias e/ou infecto-contagiosas como: dípteros, *Lipoptena* spp., larvas, *Miasis forunculoide* e *Dermatobia hominis*, carrapatos, *Ixodes* spp, *Amblyoma* spp. e *Boophilus microplus*; hemoparasitas, *Neopora* sp., *Babesia* sp. e *Anaplasma* sp. endoparasitas, *Moniezia expansa*, *Paramphistomun* spp., *Haemonchus* spp. e *Trichostrongylus* spp.; e ainda são susceptíveis à leptospirose, toxoplasmose, babesiose, entre outras^{82,148,646,735,830,947,1324,1719,2232,2276}.

A criação de ovelhas é apontada como um dos fatores negativos que atuam sobre a espécie, seja por competição pela alimentação^{508,846} ou por transmissão de doenças¹⁰²⁰. Segundo Cosse⁵⁰⁸, os veados-campeiro são mais restritivos à presença de ovinos, provavelmente devido a um grau de competição importante, determinado pelas similaridades em relação ao tamanho corporal e estratégia alimentar de ambas as espécies. Já rebanhos bovinos parecem limitar menos a presença da espécie, sendo tolerada em algumas regiões. A pressão de competição ocasionada pela presença de outros ungulados determina que os distintos grupos se concentrem em áreas onde os competidores e eventuais predadores não sejam frequentes²⁰⁹.

As orbivirose, língua-azul, doença epizootica hemorrágica têm sido um fator de mortalidade relevante em populações em cativeiro de cervídeos, podendo chegar a 90% de mortalidade em animais que tem contato com o vírus⁶⁴⁷. Estudos epidemiológicos tem determinado a existência de ampla distribuição dessa enfermidade nas regiões sudeste, sul e parte do centro-oeste brasileiro^{81,86,1457}. Estudos sorológicos realizados com *Ozotoceros bezoarticus* no Pantanal sugerem que este vírus não esteja presente nesse bioma, mas a chegada dele é inevitável, basicamente pela movimentação de bovinos entre áreas contaminadas e o Pantanal. Ainda, estudos sorológicos realizados em caititus, *Pecari tajacu*, detectaram animais positivos para língua-azul (E.P. Medici, com. pess., 2012), e a doença também foi detectada em antas neste bioma (P.R. Mangini, com. pess., 2012). A chegada desse vírus no Pantanal sugere ampla e rápida disseminação, uma vez que é transmitido por insetos picadores, que gozam de enormes densidades nesse bioma, devido à abundância de água e altas temperaturas. Essa conjunção



de fatores levaria a uma morbidade e conseqüente mortalidade muito alta em todas as populações de cervídeos e dentre eles o cervo-do-pantanal e o veado-campeiro.

Ações de conservação

Existentes

Plano de Ação Nacional para Conservação dos Cervídeos Brasileiros^{636,982a}.

Necessárias

- Incentivo à criação de novas unidades de conservação, de cunho público ou privado (RPPNs), em áreas de atual ocorrência de populações remanescentes, priorizando aquelas regiões onde inexistam populações da espécie em unidades de conservação já decretadas;
- Incentivo financeiro a estudos e projetos com a espécie *O. bezoarticus* no Brasil por meio de financiamentos diretos ou indiretos (compensação ambiental, editais, processos de licenciamento);
- Criação do Comitê para Conservação dos Cervídeos Brasileiros;
- Desenvolvimento de programas de ecoturismo e/ou turismo rural nas propriedades privadas onde a espécie ocorre. Por tratar-se de uma espécie de fácil observação, áreas onde a espécie é comumente observada poderiam ser utilizadas para a realização de “safaris fotográficos” associado ao repasse de informações de conservação e curiosidades sobre a espécie;
- Combate à presença de animais domésticos dentro de unidades de conservação, e controle populacional, principalmente de cães, e sanitário nos centros urbanos e áreas rurais no entorno ou perto das unidades;
- Frente ao risco de extinção local, intensificar a fiscalização para coibir a caça na região dos Campos Gerais do Paraná;
- Incentivar o estabelecimento de instituições mantenedoras, a partir da identificação de animais em cativeiro;
- Elaborar um protocolo de manejo em cativeiro (recinto, alimentação, profilaxia, marcação, etc.);
- Elaborar o livro de registro genealógico da espécie e a indicação do *studbook kepeer*;
- Agilizar a transferência de espécimes, conforme determinação sugestão do comitê (*studbook kepeer*);
- Elaboração de um protocolo de reintrodução para o veado-campeiro.

Presença em unidades de conservação

Ozotoceros b. bezoarticus

Tocantins: PARNA do Araguaia;

Piauí: PARNA da Serra da Capivara, PARNA Serra das Confusões;

Bahia: PARNA da Chapada da Diamantina;

Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros, PARNA das Emas;

Distrito Federal: PARNA de Brasília;

Mato Grosso: PARNA da Chapada dos Guimarães;

Minas Gerais: PARNA Grande Sertão Veredas, PARNA da Serra do Cipó, PARNA da Serra da Canastra;

Minas Gerais/Espírito Santo: PARNA de Caparaó;

Minas Gerais/Rio de Janeiro: PARNA do Itatiaia.

Ozotoceros b. leucogaster

Mato Grosso: PARNA do Pantanal Matogrossense;

Rio Grande do Sul/Santa Catarina: PARNA de Aparados da Serra.

Pesquisas

Existentes

- Monitoramento endócrino não-invasivo de glicocorticóides fecais de veado-campeiro (*O. bezoarticus*) no pantanal mato-grossense, NUPECCE/UNESP;
- Em busca da última população de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) do estado de São Paulo,



NUPECCE/UNESP;

- Estrutura social do veado-campeiro (*O. bezoarticus*) no pantanal, UNESP/Jaboticabal;
- Ritmos circadianos de atividade motora de fêmeas de veado-campeiro (*O. bezoarticus*) nas diferentes fases do ciclo reprodutivo, no Pantanal Mato-Grossense, USP/Piracicaba;
- Área de vida e uso de *habitat* por fêmeas de veado-campeiro (*O. bezoarticus*) nos diferentes períodos reprodutivos, no Pantanal Sul Mato-grossense, USP/Piracicaba;
- Perfil de progestinas fecais durante a gestação de veado-campeiro (*O. bezoarticus*) no pantanal, UNESP/Jaboticabal.

Necessárias

- Investigação sobre a ocorrência de novas populações da espécie ao longo de sua área de distribuição no Brasil;
- Caracterização genética das populações existentes;
- Estudo da população disjunta da Ilha de Marajó;
- Realização de estimativas populacionais periódicas para conhecimento da dinâmica das populações.
- Avaliação de fatores impactantes como: condição sanitária, caça, espécies domésticas/exóticas e outros, mapeando estes fatores e estabelecendo medidas para seu controle e mitigação;
- Conhecer aspectos básicos da ecologia de *O. bezoarticus*, como área de vida, uso do *habitat*, dieta, estrutura social;
- Identificação de padrões e características de uso do ambiente em propriedades privadas com diferentes tipos de exploração e produção, visando a melhoria das condições para a manutenção da espécie, e a identificação de modelos que conciliem conservação de espécies e produção econômica (especialmente para as populações remanescentes em áreas produtivas);
- Confirmação da existência da espécie na ESEC de Santa Bárbara (SP); Coxilha Rica (SC); Serra do Ibitipoca (MG); Agua Doce (SC); Vilhena (RO); São Francisco de Paula (RS); Banhado do Taim (RS);
- Monitoramento intensivo de populações reduzidas (abaixo de 100 indivíduos), se possível por rádio-telemetria (amostra representativa).

Tayassu pecari (Link, 1795)

Alexine Keuroghlian, Arnaud Léonard Jean Desbiez, Beatriz de Mello Beisiegel, Emília Patrícia Medici, Andressa Gatti, Antônio Rossano Mendes Pontes, Claudia Bueno de Campos, Cristina Farah de Tófoli, Edsel Amorim Moraes Junior, Fernanda Cavalcanti de Azevedo, Gabriela Medeiros de Pinho, José Luís Passos Cordeiro, Tarcísio da Silva Santos Júnior, Adriane Aparecida de Moraes, Paulo Rogerio Mangini, Kevin Flesher, Lilian Figueiredo Rodrigues & Lilian Bonjorne de Almeida

Ordem: Artiodactyla

Família: Tayassuidae

Nomes comuns: queixada, porcão (Amazônia), porco-do-mato (São Paulo)



Foto: Joares May Júnior



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2abcde+3abcde

Justificativa

A espécie utiliza grandes áreas, necessita de diversidade de *habitat* contínuos dentro de suas áreas de uso e desaparece muito rapidamente devido a pressões antrópicas. No conjunto dos biomas, considerando as ameaças destacadas, especialmente desmatamentos, alteração de *habitat* e caça, suspeita-se que a populações de queixadas têm sofrido pelo menos uma redução de 30% nos últimos 18 anos ou três gerações e pode vir a sofrer redução na mesma porcentagem nos próximos 18 anos. Não existem evidências de emigração ou imigração diferencial de indivíduos desta espécie entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria da espécie não é alterada quando se aplica a avaliação regional.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,685, 686,687a,688a,689}	Minas Gerais: CR Espírito Santo: EN Rio de Janeiro: EN São Paulo: Ameaçada Paraná: CR Santa Catarina: CR Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ¹⁰⁵⁸	VU A2bcde+3bcde
Avaliação por bioma	Amazônia: LC Caatinga: VU A2acd+A3acd Cerrado: EN A4acd Mata Atlântica: CR A4abcde Pantanal: NT

Distribuição geográfica

O queixada era amplamente distribuído pelo território brasileiro. Entretanto, trata-se de uma espécie que utiliza grandes áreas, necessita de diversidade de *habitat* dentro de suas áreas de uso e desaparece muito rapidamente quando caçada. Desta forma, é uma espécie muito sensível à degradação e que tem sofrido importantes perdas de *habitat* em todos os biomas (Altrichter *et al.*, dados não publicados). A Mata Atlântica está reduzida a menos de 12% de sua extensão original¹⁸⁷⁰, e utilizando-se dados do SOS Mata Atlântica e INPE⁸⁰⁴ 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. 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^{1377,2112}. O Cerrado perdeu cerca de 48% de sua vegetação natural até 2008. 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 conservada²²³⁹. Até 2008, mais de 45% da Caatinga já havia sido desmatado. Apesar da porcentagem de desmatamento do bioma como um todo ter sido de 2% no período de 2002 a 2008, as taxas para os municípios onde a presença da espécie é confirmada variaram de 2 a 15%¹⁴⁴⁶. 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 1970⁷⁰⁰.



História natural

Queixadas são diurnos, tendendo a ser mais ativos no começo da manhã e no fim da tarde¹³²⁷, mas podem forragear e se alimentar através da noite em períodos de lua cheia¹³⁹⁹. Vivem em bandos grandes e dependendo do bioma podem atingir uma área de uso de 19 a 200 km² para um único grupo^{784,1024}. No Pantanal, os animais têm áreas de uso de aproximadamente 30 km² (606). Estudos conduzidos na Mata Atlântica mostraram que os queixadas são capazes de sobreviver em fragmentos de florestas com menos de 2.000 ha desde que exista uma diversidade saudável de *habitat*, córregos, e recursos chaves como manchas de palmito Jussara *Euterpe edulis*^{546,627,1061,1062}. Keuroghlian *et al.*¹⁰⁶¹ estimaram uma área de uso de 1.879 ha para os queixadas da Mata Atlântica, com sobreposição entre as áreas de uso dos quatro grupos e uso sazonal da região. Fragoso⁷⁸⁴, na Amazônia, encontrou sobreposição nas áreas de vida entre seus dois grupos monitorados, onde a área de vida de seu grupo B cobriu em 100% a área de vida de seu grupo A, indicando que eles não mantêm territórios exclusivos. As áreas de uso destes dois grupos foram de 21,8 km² e 109,6 km². Segundo esse autor as áreas de uso aumentam com o tamanho do grupo. Ele não encontrou evidência de movimentos migratórios ou nômades em seus dois grupos de queixadas monitorados. No entanto, esse mesmo autor⁷⁸⁶ 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. Jácomo¹⁰²⁴ encontrou áreas de uso de 2.481 a 26.688 ha, com média de 11.917 ha, para os queixadas. Um bando pode caminhar 10 km em um dia, gastando dois ou três dias viajando ou forrageando. Por ser uma espécie que realiza grandes deslocamentos, queixadas têm bastante fluxo gênico entre suas populações. Biondo *et al.*²¹⁶ 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.

Queixadas são importantes na manutenção dos ecossistemas como predadores e dispersores de sementes^{229,604,783,1064,2271}; são classificados como frugívoros, mais de 50% da dieta é composta de frutos, alimentando-se de frutos, sementes, raízes, larvas de insetos e minhocas^{606,1059,1087}. Na Caatinga, Olmos¹⁶³¹ 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 Caatinga¹⁶³¹, enquanto que na Amazônia, em Roraima, foi registrada separação total de *habitat* através da exclusão competitiva de catetos por queixadas na época seca¹³⁷⁴. Palmeiras são um recurso importante, e muitas vezes chave para os queixadas nos Neotrópicos^{229,784,1063}. *Syagrus romanzofiana* e *Euterpe edulis* são muito comuns nas áreas de platô da Mata Atlântica, o que pode explicar a sobrevivência dos explicar as altas densidades de queixadas nestes platôs^{1063,1064}, enquanto os buritis *Mauritia flexuosa* podem sustentar populações inteiras durante a estação seca na Amazônia¹³⁷⁴. Elas produzem frutos o ano inteiro e devem ser um recurso chave para os queixadas quando a disponibilidades de outros frutos é baixa^{1063,1064,1374}. Nas áreas de Floresta Amazônica, o frequente uso e perturbação dos pântanos, brejos ou baixadas pelos queixadas⁷⁸⁴⁻⁷⁸⁶, 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 *habitat* não inundáveis mais alta do que a daquelas de *habitat* inundáveis tanto na época seca quanto na chuvosa⁶⁰⁶. Na época seca, quando a disponibilidade de frutos diminui¹⁰⁵⁹, a frequência de raízes e fibras de plantas na dieta dos queixadas aumenta⁶⁰⁶, 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, portanto, contemplar a diversidade de *habitat* 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 abertas¹⁰⁵⁹.

Os principais predadores dos queixadas nas áreas sem impacto humano são as onças pintadas *Panthera onca* e pardas *Puma concolor*^{371,406}.

Os queixadas utilizam numerosos tipos de *habitat* ao longo de sua ampla área de distribuição^{601,786,1062,1374,1399}. Tipicamente preferem florestas tropicais úmidas e densas, usualmente primárias, apesar de habitarem também regiões secas, tais como as savanas, mas sempre perto de uma fonte de água^{1063,1151,1553}. A seleção de *habitat* e a movimentação sazonal entre *habitat* muitas vezes são dirigidas pela disponibilidade de frutos^{1061,1063,1087}. Keuroghlian¹⁰⁶⁶, estudando queixadas na ESEC de Caitetus, observou uso sazonal da área de vida¹⁰⁶¹ e observou a importância de variedade de *habitat* dentro de uma área, do uso de córregos, e da disponibilidade de frutas^{1059,1062,1063}. Dentre os cinco tipos de *habitat* disponíveis no Pantanal da Nhecolândia, campo limpo, campo sujo, cerrado, floresta semidecidual e bordas de florestas, os queixadas selecionaram principalmente as florestas e suas bordas, com uma preferência menor pelo cerrado⁶⁰¹. No sul do Pantanal, o uso de florestas de galeria também foi significativamente maior do que o de outros tipos de *habitat*¹⁰⁶⁰.

População

Queixadas distinguem-se dos demais ungulados neotropicais por formarem grandes grupos, podendo chegar a centenas de animais¹⁰⁸⁷. Fragoso⁷⁸⁴ 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. No Pantanal da Nhecolândia, Desbiez *et al.*⁶⁰⁶ encontraram grupos de 25 a 75 indivíduos. Kiltie e Terborgh¹⁰⁸⁷ 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 indivíduos/km² (602). Na Mata Atlântica, na ESEC de Caetetus, Keuroghlian *et al.*¹⁰⁶¹ estimaram uma população de queixadas em 150 indivíduos (outras estimativas populacionais de queixadas na Mata Atlântica são apresentadas na Tabela). 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 *habitat* não perturbados e não afetados pela fragmentação do *habitat*^{546,782,2191}. Esses sub-grupos são temporariamente



separados em suas visitas nas mesmas regiões. Com isso a sobreposição espacial de subgrupos acaba acontecendo em muitos casos. No PARNA das Emas, no Cerrado, Jácomo¹⁰²⁴ 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.

Recentemente, a estrutura populacional genética e a dispersão de queixadas foram avaliados em duas populações do Pantanal²¹⁶. 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)²¹⁶.

Algumas estimativas de densidade, número de indivíduos e abundância relativa de queixadas na Mata Atlântica:

Local	Média de Ind (Min-Máx)	Ind/Bandos	Abundância relativa (grupos/10 Km)	Densidades (ind/km ²)	Referências e métodos
Fazenda Mosquito	-	-		3,60	Cullen Jr. <i>et al.</i> ⁵⁴⁵ – transecção linear
PE Morro do Diabo	-	-		6,94	Cullen Jr. <i>et al.</i> ⁵⁴⁵ – transecção linear
ESEC Caetetés	127 (78-206)	37,5 (30-45)		6,30	Cullen Jr. <i>et al.</i> ⁵⁴⁵ – transecção linear
PE Morro do Diabo	127 (78-206)	37,5 (30-45)		6,3 (3,9-10,2)	Cullen Jr. ⁵⁴⁶ – transecção linear
ESEC Caetetés	150 (98-203)	41,7 (32,6-50,7)		6,9 (4,5-9,3)	Keuroghlian <i>et al.</i> ¹⁰⁶¹ – análise combinando área de uso, contagem de sub bandos e número médio de inds/grupo
PE da Ilha do Cardoso			0,14		Bernardo ²⁰⁴⁶ - transecções lineares
REBIO Tinguá	-	-	0,07	-	Travassos ²³⁰⁷ - transecções lineares

Tayassu pecari é extremamente suscetível à sobrecaça^{545,1722}. Grandes áreas de Mata Atlântica onde o queixada foi extinto incluem o PE do Turvo (RS)¹⁰⁵³, o PARNA da Serra dos Órgãos (RJ)⁵⁵⁴, o PARNA do Iguaçu¹¹⁰, o PE do Morro do Diabo (SP) (J.M. Aragão, com. pess., 2012) e o Centro de Endemismo Pernambuco (Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte), onde os queixadas nunca foram registrados por pesquisadores contemporâneos, ou seja, desde 1990^{1377,2112}, todas áreas sob forte pressão de caça. No PARNA Iguaçu e entorno, os queixadas foram vistos pela última vez em 1997¹¹⁰, 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 dos queixadas, os autores não encontraram evidências que apontassem para estas explicações. Kasper *et al.*¹⁰⁵³, trabalhando no PE 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 de 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.

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 (804). 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 indivíduos¹⁰⁶¹. 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 um população saudável. Uma população estável distribuída na sua área de uso tem uma densidade média de 6,5 inds/km², usando densidades estimadas e populações conhecidas^{545,602,784, 1061,2046,2307}. Entretanto, a densidade média estimada para as áreas com ocorrência confirmada na Mata Atlântica foi considerada como sendo de apenas 0,54 inds/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^{10,64,70,113,157,160,257,338,438,439,545,598,769,828,1061,1162,1264,1286,1329,1332,1454,1561,1669,1698, 2014,2307,2379}. 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.

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 Intervalos tinha uma população estimada de 1.494 indivíduos (A. Keuroghlian, com. pess., 2011) e o PARNA do Iguaçu tinha uma população estimada em 6.000 a 12.000 indivíduos¹¹⁰. 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 PARNA do Iguaçu (ver tabela em excel anexa), 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 portanto todas as populações de queixada do bioma correm o risco de desaparecer em um intervalo de tempo menor do que três gerações.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Amazônia

A principal ameaça à sobrevivência dos queixadas na Amazônia é a caça. A caça excessiva tem resultado na extensa fragmentação das populações e na eliminação dos queixadas de grandes áreas de sua distribuição original. A grande coesão social parece ser o principal fator responsável pela vulnerabilidade dos queixadas, refletindo-se claramente em sua alta susceptibilidade à caça. Diante de um grupo de caçadores e cães treinados, os queixadas agrupam-se, ocasião em que podem ser eliminadas várias dezenas de animais^{782,1722} 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 frágil²¹⁹¹ e afetam a sobrevivência de todo o bando, podendo determinar extinções locais dos queixadas. A caça foi citada como causa do desaparecimento de queixadas em florestas contínuas de alta qualidade na Guiana Francesa (C. Richard-Hansen, com. pess., 2011).

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 Neotropical⁷⁸³, 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, como 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 de 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 em preparação). 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, Mendes Pontes *et al.* (em preparação) 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, como rodovias, hidrelétricas e hidrovias. Atualmente estes grandes empreendimentos têm sido planejados mesmo no interior de grandes unidades de conservação de proteção integral, que deveriam consistir em áreas onde as espécies com necessidades de grandes extensões, como os queixadas, têm maior probabilidade de sobrevivência. Queixadas precisam de grandes áreas com *habitat* pouco alterados, sendo que 71% de sua ocorrência presente se encontra em locais que sofreram poucas alterações ambientais¹⁸⁶⁰. 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.

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, foram iniciados no assentamento Trairão e controlados pela brigada e pelo início da época das chuvas¹³⁷³.

Alterações na legislação ambiental do novo código florestal.

Criação de gado, monoculturas, grilagem de terra e fragmentação e isolamento do *habitat* que ocorrem principalmente no arco do desmatamento.

Mata Atlântica

Caça - os queixadas são facilmente caçados e foram extirpados de muitos fragmentos de Mata Atlântica^{110,546,548,627,807,1377}. Estão extintos no Centro de Endemismo Pernambuco¹³⁷⁷.

Fragmentação e destruição do *habitat*.

Pantanal

As práticas tradicionais de criação de gado no Pantanal, consistindo em movimento sazonal de rebanhos por pastagens nativas, eram consideradas de baixo impacto ambiental⁶⁰¹. Entretanto, a partir da década de 70 estas práticas têm 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 florestas⁶⁰¹. 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 *habitat* mais importantes para os queixadas no Pantanal^{601,602,1059,1060}, pois são a maior fonte de alimentos para os queixadas e servem também como refúgio⁶⁰². Esta perda de florestas é uma das ameaças mais importantes para toda a fauna do Pantanal⁶⁰¹. O aumento da intensidade da criação de rebanhos tem causado degradação de todos os *habitat* 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 alagadas⁶⁰¹.

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 da região e terão consequências profundas sobre sua fauna⁶⁰¹.

Atualmente a presença dos porcos-monteiros *Sus scrofa* não representa uma ameaça muito importante para a sobrevivência dos queixadas no Pantanal, uma vez que a sobreposição de nichos alimentares entre as duas espécies é baixa e os porcos monteiros usam principalmente as planícies alagáveis, que são o *habitat* menos utilizado pelos queixadas^{601,606}. Além disto, os porcos-monteiros são a caça preferida dos habitantes do Pantanal, aliviando assim a pressão de caça sobre os grupos de queixadas⁶⁰⁸. Entretanto, a mudança nas práticas de criação de gado no Pantanal, principalmente o desmatamento e a fragmentação de *habitat*, pode alterar a dinâmica competitiva entre os porcos monteiros e os queixadas e catetos⁶⁰⁶, favorecendo a espécie exótica¹⁰⁶⁰. Por sua vez, este favorecimento pode intensificar impactos negativos aos *habitat* do Pantanal, já que os porcos monteiros podem causar diversos tipos de alteração aos solos e à vegetação, por exemplo, à palmeira *Atalea phalerata*⁶⁰⁷, componente importante da dieta dos taiassuídeos.

Doenças podem ser uma ameaça importante para os queixadas no Pantanal. Porcos monteiros, *Sus scrofa*, apresentaram resultados positivos para infecção por brucelose e leptospirose¹⁶⁴³ e podem ser uma fonte destas doenças para os queixadas. Freitas *et al.*⁷⁹⁴ verificaram que 70% dos 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 humanos⁷⁹⁴. 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 secundárias⁹¹⁵, efeito este mais pronunciado nos animais jovens infectados.

Espécies exóticas, em particular o javali, *Sus scrofa*, e o cruzamento de javali com porco monteiro, conhecido por java-porco, são uma potencial ameaça.

Perda de corpos de água causada pela perda de florestas ripárias no processo de desmatamento.

Definição de legislação no processo de desmatamento, mudanças no Código Florestal.

A mudança climática, que pode afetar todos os ambientes e sua oferta de recursos no Pantanal.

Caatinga

Devido ao seu hábito de formar grandes grupos, os 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:

- Programas de implantação de parques eólicos: o isolamento de algumas áreas junto com a fragilidade das leis de produção de energias alternativas vem permitindo o desmatamento de grandes áreas de caatinga nativa para a instalação ilegal de torres de medição de potencial eólico;
- 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* devido à criação extensiva de caprinos, ovinos e bovinos.

O 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 dos queixadas. Esses encontros geram abates de queixadas por retaliações por parte dos agricultores.

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 e mineração são outros problemas comuns que afetam a espécie.



Cerrado

Fragmentação e destruição do *habitat*.

Diferentes tipos de 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 Jácomo¹⁰²⁴ no entorno do PARNA das Emas.

Introdução de espécies exóticas, especialmente o javali *Sus scrofa*, evidências no entorno do PARNA do Caparaó, Ibiá, Unaí e na região do Triângulo Mineiro, Minas Gerais.

Potencial impacto de doenças infecciosas.

Fogo.

Ações de conservação

Necessárias

Criação de unidades de conservação de Proteção Integral e implementação das unidades de conservação 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 criação do PARNA do Boqueirão da Onça, cujo projeto tramita há seis anos, a união e ampliação do PARNA da Serra da Capivara e PARNA da Serra das Confusões e a criação do PARNA da Serra Vermelha. As áreas apontadas estão entre as poucas onde o queixada ainda ocorre neste bioma.

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 Interior¹⁸⁷⁰. Entretanto, com exceção de algumas porções do PE 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 *habitat* 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 espécie¹¹⁰.

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 ripárias²¹⁶.

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 situadas no interior das fazendas particulares é fundamental para a preservação do queixada e de outras espécies de mamíferos do Pantanal⁶⁰¹.

Pesquisas em manejo de pastos nativos, melhorias no sistema de manejo de gado, manejo do fogo e aumento da geração de renda por meio de turismo ecológico são necessárias para que se integre a criação de gado dentro dos processos naturais do Pantanal, preservando a diversidade de *habitat* do bioma e respeitando suas limitações⁶⁰¹.

Presença em unidades de conservação

Acre: ARIE Japiim-Pentecoste, PARNA da Serra do Divisor;

Amapá: REBIO do Lago Piratuba, PARNA Montanhas do Tumucumaque;

Amazonas: RDS Amanã, RESEX Baixo Juruá, ARIE Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais;

Pará: ESEC Terra do Meio, PARNA Serra do Pardo, FLONA de Altamira, PARNA Jamanxim, FLONA do Jamari, PARNA do Tapajós, REBIO Ilha de Maracá;

Tocantins: ESEC Serra Geral do Tocantins, PE do Cantão, PE do Jalapão, PE do Lajeado, PARNA do Araguaia;

Piauí: ESEC de Uruçui-Uma, PARNA da Serra das Confusões, PARNA Serra da Capivara;

Bahia: REVIS Veredas do Oeste Baiano, APA Lago do Sobradinho, PE do Morro do Chapéu;

Bahia/Tocantins/Maranhão/Piauí: Parque das Nascentes do Rio Parnaíba;

Goiás: PARNA das Emas, APA Serra Dourada, PE dos Pireneus;

Distrito Federal: ESEC Águas Emendadas, PARNA de Brasília;

Mato Grosso: APA das Cabeceiras do Rio Cuiabá, APA Estadual Chapada dos Guimarães, APA Pé da Serra Azul, PE Águas do Cuiabá, PE Cristalino, PE do Araguaia, PE Gruta da Lagoa Azul, PE Igarapés do Juruena, PE Quineira, PE Ricardo Franco, ESEC de Iquê, PARNA da Chapada dos Guimarães, ESEC Taiaimã, RPPN SESC/Pantanal;

Mato Grosso do Sul: PE das Margens do Rio Ivinhema, PARNA Serra da Bodoquena, PE das Nascentes do Taquari, PE Pantanal do Rio Negro, RPPN Fazenda Cabeceira do Prata;

Mato Grosso/Paraná: Parna de Ilha Grande;

Espírito Santo: REBIO de Sooretama; RPPN Recanto das Antas. Ocorre também em uma outra área protegida, a Reserva Natural Vale;

Minas Gerais: PE Rio Doce, REBIO Mata Escura, PARNA Grande Sertão Veredas, PE Veredas do Peruaçu, APA Cocha Gibão, APA Cavernas do Peruaçu, PARNA Cavernas do Peruaçu, PARNA das Sempre-Vivas;

Minas Gerais/Rio de Janeiro: PARNA do Itatiaia;

Rio de Janeiro: RPPN Fazenda São Geraldo;

São Paulo: PE Carlos Botelho, PE Turístico do Alto Ribeira, PE da Serra do Mar, ESEC Luiz Antônio, ESEC de Jataí; PE Serra de Santa Bárbara;

Paraná: RPPN Fazenda Barbacena, PE Pico do Marumbi, APA de Guaratuba, PARNA de Saint Hilaire-Lange, APA da Escarpa Devoniana, PE do Rio Guarani, PE Lauráceas;

Santa Catarina: PE do Tabuleiro, PARNA da Serra do Itajaí.



Pesquisas

Existentes

- Projeto Queixada no Pantanal e Cerrado, de Alexine Keuroghlian e Arnaud Desbiez;
- Projeto Queixada no PE da Ilha do Cardoso, UNESP Rio Claro;
- Avaliação da estrutura genética e populacional intra-e entre biomas, de Cibele Biondo, Danilo Aqueu Rufo e Alexine Keuroghlian.

Necessárias

- É necessário investigar os papéis da fauna nativa do Pantanal e das criações domésticas na transmissão e manutenção de *Leptospira* spp. no ambiente. Também é necessário investigar os impactos da prevalência de *Leptospira* spp. na reprodução e na dinâmica populacional de *Tayassu pecari*⁷⁹⁴.
- 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.

Trichechus inunguis (Natterer, 1883)

Vera M.F. da Silva, Fernando Rosas, Diogo Souza, Rodrigo Amaral, Andréa Cantanhede, Isabel Reis, Fernanda L.N. Attademo & Fábila O. Luna

Ordem: Sirenia

Família: Trichechidae

Nome comum: peixe-boi-da-amazônia



Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cd

Justificativa

Trichechus inunguis ocorre em quase toda a bacia Amazônica. É uma espécie difícil de ser observada, de modo que dados de abundância e densidade são inexistentes. Historicamente, as populações eram mais abundantes do que hoje. A principal causa da redução populacional foi a caça indiscriminada ocorrida desde o Brasil colonial. Cerca de 80 a 140 mil peixes-bois foram abatidos entre os anos de 1935 e 1954, sem considerar a caça de subsistência, que ainda persiste. A utilização crescente de redes de pesca aumentou os registros de captura acidental de filhotes, sendo esta uma real ameaça para a espécie. A



espécie é dependente de áreas de várzea e lagos de terra firme, de modo que a degradação do *habitat* em virtude dos desmatamentos e assoreamento nas margens são ameaças relevantes. Considerando as ameaças do passado, principalmente a caça comercial, e as ameaças futuras, como a projeção de construção de inúmeras hidrelétricas na bacia Amazônica, o declínio populacional de pelo menos 30% ao longo de três gerações é o cenário mais provável. Portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), segundo o critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2141}	VU A2c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁸	Pará: EN
Avaliação global ¹²⁸⁰	VU A3cd

Notas taxonômicas

O peixe-boi da Amazônia, *Trichechus inunguis* e o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus manatus* ocorrem em simpatria na região do estuário amazônico, com registros de hibridismo entre as duas espécies^{366,367,822,2373}. Eventos de hibridização ocorrem na natureza e geralmente estão associados a influências antrópicas¹⁸⁶⁴, os quais podem comprometer o pool genético levando à deterioração genética dessas espécies, produzindo indivíduos com *fitness* reduzido, uma vez que o investimento reprodutivo na produção de híbridos representa uma erosão genética, que em longo prazo, pode levar à extinção^{366,367}.

Distribuição geográfica

Trichechus inunguis ocorre nos principais rios da bacia Amazônica, desde as cabeceiras dos rios no Peru¹⁸⁴¹, Equador²²⁸¹ e Colômbia⁶³⁰, até a foz do rio Amazonas no Brasil¹⁹⁹.

No Brasil, ocorre nos estados do Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Roraima e Rondônia^{366,630}. Embora explorada maciçamente desde o Brasil pré-colonial, supõe-se que a espécie ocorre na maior parte da sua distribuição original²¹⁴¹, porém em números bastante reduzidos. A espécie não ocorre a montante de





grandes corredeiras, como a de Santo Antônio no rio Madeira, Cachoeira do Espelho no rio Xingú, São Luiz no rio Tapajós, Cachoeira do Bem Querer no rio Branco, São Gabriel da Cachoeira no rio Negro, Cachoeira Porteira no rio Trombetas, Cachoeira Comprida no rio Nhamundá, Cachoeira Panamá no rio Parú e Cachoeira Aurora no rio Jarí.

História natural

Trichechus inunguis é o menor representante da ordem Sirenia, alcançando até 2,75 m de comprimento total e 420 kg de peso, sem diferença de tamanho entre os sexos¹⁵⁶⁶. A identificação sexual da espécie é definida pela localização da genitália⁶²⁸. Em geral, a maioria dos indivíduos possui mancha clara, branca ou rosada, na região ventral e a coloração dorsal varia de cinza escura a preto. Diferentemente das outras espécies de peixes-bois, não apresenta unhas nas nadadeiras peitorais. A nadadeira caudal é grande, arredondada e achatada dorso-ventralmente, ligada ao corpo por um pedúnculo caudal grosso e possante. O lábio superior é preênsil, facilitando a manipulação do alimento e as glândulas mamárias estão localizadas na região das axilas^{144,342,628,1290,1953,2144}.

Trichechus inunguis ocorre em águas com temperatura superior a 23°C e em rios de águas brancas, pretas e claras, sendo mais abundante em águas brancas, onde existe maior produção primária^{203,810,1953}. Sua distribuição e abundância estão relacionadas às variações sazonais de cheias e vazantes que ocorrem nos rios da região¹⁰⁴⁸ e restrita, aparentemente, pela presença de águas turbulentas com correnteza e ausência de vegetação aquática²⁰³. Habita principalmente áreas de várzea, locais de maior disponibilidade de alimento, e migra para lagos de terra firme e canais mais profundos dos rios no período de águas baixas^{92,1048,2141}. Segundo Gutierrez-Pazin *et al.*⁸⁹¹ a oferta de alimento por si só, pode não ser um fator determinante para explicar a migração sazonal da espécie.

Não existe informação sobre tamanho de grupo e estrutura social. São animais relativamente solitários, cuja unidade social mais duradoura é entre mãe e filhote, que pode durar mais de dois anos^{201,2135}. O reconhecimento vocal entre os indivíduos é importante para a manutenção desta interação^{583,2184}. Apesar disto, agregações temporárias podem ocorrer durante o período reprodutivo e a estação seca²⁰¹. No lago Ayapua, região do baixo rio Purus, na época de vazante foram observados grupos de até 15 indivíduos, incluindo fêmeas com filhotes²¹⁸⁶.

A espécie é estritamente herbívora, alimenta-se de mais de 50 espécies de plantas aquáticas e semi-aquáticas^{202,482,891}, e consome cerca de 8% de seu peso vivo em alimento por dia²⁰⁰. Em períodos de secas severas o peixe-boi da Amazônia pode passar por jejum prolongado²⁰².

A maturidade sexual ocorre com aproximadamente 6 anos de idade, ao atingir aproximadamente 1,85 m e 125 kg, sem diferenças significativas entre machos e fêmeas^{51,1914}. Apresenta um ciclo estral de aproximadamente 40 dias com dois picos hormonais, os quais podem ter significância na estratégia reprodutiva da espécie^{48,50}. O peixe-boi da Amazônia apresenta sazonalidade reprodutiva, com as fêmeas entrando em estro na época de maior disponibilidade de alimento^{49,201}. O sistema de acasalamento é do tipo promíscuo, ainda que existam estratégias como a de vigia de um macho para impedir o acesso de outros machos à fêmea em estro¹⁸⁰.

A gestação dura cerca de 12 meses, com o pico de nascimento na época de enchente e cheia dos rios, período em que o alimento é mais abundante^{201,202,1048,1524,1953}. Normalmente, é gerado um filhote por gestação, e a lactação dura no mínimo dois anos^{1948,1949}. A espécie apresenta baixa taxa reprodutiva, com intervalo entre nascimentos de aproximadamente três anos, o que dificulta ainda mais a recuperação das populações^{201,2141,2144}.

A longevidade do peixe-boi da Amazônia de vida livre é desconhecida. No Bosque Rodrigues Alves do Museu Paraense Emílio Goeldi no Pará, uma fêmea viveu aproximadamente 55 anos. Estimativas de idade para *T. inunguis* sugerem que possa viver aproximadamente 60 anos^{23,482,2370}. O tempo geracional da espécie é estimado em 33 anos de acordo com os critérios da IUCN.

População

Magor estimou de maneira empírica uma população mínima de 10.000 peixes-bois para toda a bacia



Amazônica⁹⁵³, e Best²⁰² no Lago Amanã, rio Japurá, Amazonas, estimou uma população de 500 a 1.000 indivíduos utilizando entrevistas com caçadores. Com base nas análises da região controle do DNAm, Cantanhede *et al.*³⁶⁶, sugerem uma estimativa genética do tamanho efetivo populacional de fêmeas de *T. inunguis* de aproximadamente 455.000 indivíduos. Entretanto, o comportamento críptico da espécie, aliado à turbidez das águas dos rios amazônicos, dificultam a observação direta e a contagem dos indivíduos na natureza, de modo que não há estimativas de abundância robustas.

O aumento dos registros de filhotes órfãos resgatados pelas instituições mantenedoras de peixe-boi da Amazônia em cativeiro no Brasil: Laboratório de Mamíferos Aquáticos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Centro de Preservação e Pesquisa de Mamíferos Aquáticos - CPPMA, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos (CMA/ICMBio), Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Norte (CEPNOR/ICMBio), Zoológico do Tapajós - ZOOFIT e Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - IDSMA, pode ser: 1) indicativo do restabelecimento das populações de *T. inunguis* pela redução da caça; 2) aumento de informação de filhotes órfãos em função das campanhas educativas e sensibilização ambiental; ou 3) aumento da mortalidade de fêmeas com filhotes.

É possível que as populações estejam estáveis ou crescentes em regiões onde não ocorre mais caça ou onde as técnicas de captura do peixe-boi não foram repassadas para novas gerações. Relatos frequentes de avistagens de indivíduos adultos no alto rio Juruá (D. Souza, com. pess., 2015) e baixo rio Purus, na região da RDS Piagaçu-Purus²¹⁸⁶, sugerem que as populações da espécie nestas regiões possam estar aumentando. Isto provavelmente é um reflexo das constantes ações conservacionistas que vem ocorrendo na região. Entretanto, na RDS Amanã moradores relatam a diminuição no número de avistagens de peixes-bois no Lago Amanã³⁴⁹. Marmontel¹²⁸⁰, sugere que o tamanho populacional global da espécie está diminuindo, provavelmente devido à reprodução lenta e tardia da espécie e aos níveis de exploração antrópica que ainda persistem. No entanto, a tendência populacional não é conhecida.

A grande exploração da espécie, desde o período pré-colonial até a caça comercial durante as décadas de 30 a 50, indica que o peixe-boi da Amazônia sofreu forte redução populacional⁶³¹. Mesmo assim, as populações não apresentam fragmentação nem sinais de efeitos de gargalo populacional recente. A análise da região controle do DNAm de indivíduos provenientes de seis áreas da bacia Amazônica mostrou que *T. inunguis* apresenta elevado fluxo gênico entre as populações e uma alta diversidade genética quando comparada a *T. manatus*³⁶⁶, confirmado por meio da análise genética utilizando 20 *loci* microsatélites de 155 indivíduos provenientes de nove áreas da bacia Amazônica³⁶⁷.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A principal causa da redução populacional é a caça indiscriminada, que ocorre desde a época da colonização do Brasil, e que ainda persiste tanto para subsistência quanto para abastecer o comércio ilegal nos mercados públicos dos municípios da região norte. Fêmeas prenhes e com crias são mais vulneráveis por permanecerem mais tempo na superfície, e preferidas pelos caçadores, por estarem mais gordas^{201,203,1953,2144}. Entre 1935 e 1954 estima-se que 80 a 140 mil peixes-bois foram abatidos para fins comerciais^{203,631}. O couro do peixe-boi foi largamente utilizado para fabricação de cola, correias de máquinas, mangueiras, gaxetas entre outros artigos industriais. Estima-se que nesse período foram exportados para a Europa entre quatro a sete mil couros de peixe-boi²⁰³.

O aumento do uso de redes de pesca na região elevou os registros de captura acidental de filhotes, sendo esta uma real ameaça para a espécie. Entre 2005 e 2015, o Laboratório de Mamíferos Aquáticos do INPA recebeu em média 10 filhotes/ano. Dos 98 animais resgatados nesse período, 30% foram capturados acidentalmente em redes de pesca (L.M.A., dados não publicados).

Os eventos de vazante extrema registrados na última década na Amazônia facilitam a captura da espécie, que permanece confinada em lagos e canais, vulneráveis aos caçadores profissionais e oportunistas. De acordo com informações do Instituto Piagaçu - IPI, na seca de 2010 aproximadamente 300 peixes-bois foram mortos no baixo rio Purus. Nos municípios amazonenses de Autazes, Coari,



Manacapuru, Tefé, Silves, Beruri, Codajás e Iranduba estima-se que mais de mil indivíduos foram abatidos nesse mesmo período⁵⁴. Assim, é possível que as populações em algumas áreas importantes de ocorrência tenham sido reduzidas drasticamente. Mudanças climáticas, ocasionando eventos de secas extremas, como ocorrido em 2005 e 2010, podem tornar-se um problema⁹².

O peixe-boi da Amazônia é afetado diretamente por poluentes organoclorados, hidrocarbonetos e metais pesados provenientes de resíduos agrícolas, vazamento de petróleo, derivados petroquímicos e da exploração de ouro. Esses elementos são absorvidos pelas macrófitas aquáticas, principal alimento da espécie¹⁹⁵³. As alterações do ambiente aquático como a degradação do *habitat* em virtude do desmatamento, poluição, assoreamento nas margens e construção de hidrelétricas são fatores relevantes para a conservação da espécie¹⁹⁵², afetando negativamente as taxas de crescimento populacional. A espécie é bastante sensível a ruídos, e o aumento do tráfego de embarcações pode afetar seu comportamento.

A confirmação da existência de uma zona de hibridização na foz do rio Amazonas tem importantes implicações para o manejo da espécie. Animais de cativeiro provenientes dessa região devem ser avaliados geneticamente antes de qualquer medida de manejo, como forma de proteger as populações puras³⁶⁷.

Ações de conservação

As evidências indicam que o estabelecimento de unidades de conservação reduz a pressão de caça e o desmatamento, mesmo quando não é possível realizar fiscalizações frequentes⁷³⁴. A conservação da espécie depende principalmente da redução da degradação ambiental e da preservação dos *habitat* naturais. Por ser uma espécie migratória, é necessário que as unidades de conservação englobem regiões de várzea, lagos perenes, poços e “boiadouros” nos canais de rios, bem como suas rotas migratórias.

A dificuldade em minimizar a caça decorre do hábito cultural amazônico de consumir a carne do peixe-boi. Assim, torna-se necessário a criação de um amplo programa de conscientização e educação ambiental, com ênfase nas localidades onde a pressão de caça é mais intensa. É importante intensificar a fiscalização durante as estações de vazante e seca, períodos de maior vulnerabilidade da espécie, particularmente nos anos de seca extrema.

O número atual de peixes-bois da Amazônia mantidos em cativeiro ultrapassa 100 indivíduos, incluindo filhotes, jovens e adultos. Entre 2000 e 2015, foram reintroduzidos aproximadamente 15 indivíduos, com taxas de sucesso variadas, devido a baixa percepção do ambiente natural pelo animal e dificuldade na sua adaptação a um novo ambiente. Futuras reintroduções estão prevista para os próximos 5 anos e sendo avaliadas pelas instituições mantenedoras de peixe-boi da Amazônia. Programas de resgate e reabilitação de filhotes órfãos e sua posterior reintrodução em áreas protegidas devem ser sistematizados, bem como pesquisas sobre a sua história natural e ecologia.

A espécie é listada no Apêndice I da CITES⁴⁵⁰ e está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Sirênios^{982b}.

Presença em unidades de conservação

Acre: PARNA da Serra do Divisor (oficina de avaliação, 2011);

Roraima: ESEC de Maracá, ESEC Caracarai, FLONA Rio Branco, PARNA do Viruá, ESEC Niquiá, RESEX Rio Preto Jacundá, ESEC Cuniã;

Amazonas/Roraima: FLONA Humaitá;

Amazonas: PARNA do Jaú, PARNA Anavilhanas, REBIO do Abufari, REBIO Uatumã, ESEC Juami-Japurá, ESEC Jutai-Solimões, RESEX Rio Jutai, RESEX Médio Juruá, RESEX Baixo Juruá, FLONA Jatuarana, RESEX Catua-Ipixuna, RDS Cujubim, FLONA Mapiá-Unauini, PE Nhamundá, PE Serra do Araçá, PE Rio Negro, RESEX Auati-paraná, RDS Mamirauá, RDS Amanã, RDS Piagaçu-Purus, FLONA do Purus, RDS do Lago Tupé, APA Lago Ayapua, APA Parintins-Nhamundá, APA Margem direita e esquerda do Rio Negro, RDS Puranga-Conquista, RESEX Lago Capanã Grande;

Pará: FLONA Tapajós, FLONA Saraca-Taquera, FLONA Altamira, FLONA Mulata, PE Monte Alegre, RESEX Tapajós-Arapiuns, PARNA da Amazônia, REBIO Trombetas, FLONA Caxiunã, ESEC do Jari,



APA Arquipélago do Marajó, RESEX Soure, RESEX Maracanã, RDS Estadual do Juma, PE Charapucu; Amapá: PARNA do Cabo Orange, REBIO do Lago Piratuba, RESEX Cajari, APA do Curiaú, REBIO de Fazendinha;

Pesquisas

Necessárias

- Estimar o tamanho populacional e a área efetiva de ocorrência, desenvolvendo técnicas específicas de acordo com as dificuldades de avistagem inerentes à espécie;
- Definir as rotas migratórias em toda sua área de distribuição e entender o uso de *habitat*;
- Mapear os *habitat* disponíveis e utilizados pelo peixe-boi ao longo do pulso de inundação da região;
- Entender a bioacústica (vocalização e ontogenia do comportamento) no cativeiro e no ambiente natural;
- Realizar estudos morfométricos, alométricos e de crescimento;
- Entender a fisiologia reprodutiva da espécie, incluindo trabalhos sobre endocrinologia reprodutiva e análise centesimal dos componentes do leite ao longo da lactação, e sua relação com os aspectos ecológicos da espécie;
- Desenvolver estudos em cativeiro: comportamento e adaptação de animais criados em criadouros naturais; estudos toxicológicos em filhotes de peixe-boi resgatados; determinar a taxa de crescimento e a idade de peixes-bois em cativeiro; e avaliar a sanidade dos animais cativos;
- Realizar o *studybook* dos animais em cativeiro no Brasil e verificar o grau de consanguinidade entre os mesmos;
- Aprimorar as técnicas de reintrodução, com avaliação dos animais, critérios e monitoramento e estabelecimento de áreas de pré-soltura de animais reabilitados e criados em cativeiro para garantir uma adaptação gradual a vida na natureza;
- Elucidar os processos de hibridização na região do estuário amazônico com estudos mais aprofundados sobre a evolução cromossômica das espécies de peixes-bois do Brasil.

Trichechus manatus Linnaeus, 1758

Fábia O. Luna, Deisi C. Balensiefer, Ana Bernadete Fragoso, Admilson Stephano & Fernanda L.N. Attademo

Ordem Sirenia

Família Trichechidae

Nomes comuns: peixe-boi-marinho, manati



Foto: Marco Antônio de Freitas



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A4cde; C1

Justificativa

No Brasil, o peixe-boi marinho, *Trichechus manatus* apresenta uma população reduzida em relação à original. As estimativas de abundância existentes no país indicam uma população muito pequena, entre 500 e 1.000 indivíduos, e não se tem certeza do número de indivíduos maduros. No passado, a principal causa da redução populacional foi a caça. Atualmente, ações antropogênicas diretas e indiretas são as maiores ameaças. Por ser uma espécie costeira, as populações nativas vêm sofrendo grande perda de habitat devido à ocupação desordenada do litoral. Além disso, o uso inadequado das áreas marinhas e estuarinas acarreta no declínio de qualidade do habitat da espécie, mesmo em locais menos populosos. Outras ameaças que potencializam impactos sobre a espécie são: patógenos, parasitas, poluentes e metais pesados tais como o organoclorado, entre outros. Com base nas ameaças acima, suspeita-se que possa ocorrer um declínio populacional de pelo menos 50% ao longo de três gerações, cerca de 60 anos, ou um declínio de 20% em duas gerações, caso medidas mitigadoras não sejam implementadas. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), segundo os critérios A4cde; C1.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ²¹³⁷	CR A2; C1
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação e novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{687a,688}	Pará: CR Espírito Santo: RE
Avaliação global ⁶¹⁰	VU C1

Notas taxonômicas

Atualmente, são reconhecidas duas subespécies de *Trichechus manatus*, a da Flórida (*T. m. latirostris*) e a das Antilhas (*T. m. manatus*)^{628,906}. A hibridização com a espécie Amazônica (*T. inunguis*) foi confirmada em um animal procedente do Oiapoque, AP e há evidências de que a zona de hibridização ocorra desde a foz do rio Amazonas até possivelmente o Suriname, incluindo o litoral da Guiana e Guiana Francesa¹²³⁶.

Distribuição geográfica

A subespécie *Trichechus manatus manatus* é encontrada na costa leste do México e América Central, nas Antilhas, e no norte da América do Sul até o nordeste do Brasil, no estado de Alagoas^{565,1199,1233,1236,2443}. No Brasil, registros históricos indicam que a espécie ocorria desde a foz do rio Doce, no estado do Espírito Santo, até o estado do Amapá^{195,199,629,630}. Apesar de relatos anteriores nos estados do Espírito Santo, Bahia e Sergipe, nestes locais não foram mais avistados animais nativos²², extintos em função da caça. Após o início do Programa de Reintrodução do ICMBio/CMA em 2004, alguns espécimes soltos na natureza no litoral norte de Alagoas se deslocaram para Sergipe e Bahia^{95,775,1549}. Porém, ainda não foram reestabelecidas populações nestes locais e o limite sul de distribuição é considerado o estado de Alagoas, havendo áreas de descontinuidades de ocorrência da espécie ao longo de toda a área de ocorrência no Brasil^{1199,1233,1236}. Entre o norte de Alagoas e o sul de Pernambuco, incluindo a grande Recife, não há registros atuais para a espécie. Já a partir do litoral norte de Pernambuco, sua presença é contínua até o litoral leste do Ceará. Não há ocorrência nas proximidades de Fortaleza, outro grande centro urbano no litoral nordestino. No litoral oeste do Ceará, a espécie volta a aparecer até a região do delta do Parnaíba, no Piauí. A região do delta, em conjunto com o extenso litoral da área dos lençóis maranhenses, é outra região de ausência da espécie. Ainda no litoral leste do MA, a partir da região da ilha do Gato, a espécie é novamente encontrada, sendo, inclusive onde se diagnosticou a maior população de peixe-bois nativos



no Brasil, com ocorrência de até 30 indivíduos em uma única localidade^{1233,1235}. A espécie ocorre na ilha de São Luís com distribuição ao longo da região das reentrâncias maranhenses, entrando pelo litoral de mesma característica no estado do Pará, embora tenham sido descritas algumas discontinuidades pequenas ao longo deste extenso manguezal. Na região da ilha de Marajó e litoral do Pará dentro da foz do rio Amazonas, o peixe-boi marinho ocorre em simpatria com o peixe-boi da Amazônia (*T. inunguis*), exceto no lado oeste da ilha de Marajó. Existem registros de hibridismo na região¹²³⁶, entretanto até o momento não se tem estudos sobre o tamanho real e distribuição da população híbrida no Brasil. A espécie ocorre também no litoral do Amapá, após a vila do Sucuriju e é encontrada até o município do Oiapoque. Essa população é geneticamente diferente do restante do Brasil, com distribuição contínua pelas Guianas, devendo ser tratada como unidade de manejo distinta.



História natural

A ordem Sirenia é a única representada por mamíferos aquáticos preferencialmente herbívoros. Possui quatro espécies viventes, todas ameaçadas de extinção^{428,1289}.

O peixe-boi marinho apresenta o corpo acinzentado à marrom de formato fusiforme, com dorso ventralmente achatado. A subespécie *T. m. manatus* pode medir até 4,5 m e pesar mais de 600 kg quando adulto¹⁹⁴⁸. Os filhotes nascem com aproximadamente 32 kg e 1,24 metros¹⁶⁷⁰ e com o corpo recoberto por pelos esparsos, que têm função sensorial¹⁸⁶¹. Possuem duas nadadeiras peitorais, que são utilizadas para locomoção e captura de alimento, e uma nadadeira caudal que proporciona direção e força ao movimento⁹⁰⁴. As nadadeiras peitorais são curtas e possuem três ou quatro unhas, característica que distingue essa espécie da espécie amazônica, que não possui unhas. Apesar de possuírem olhos pequenos, são capazes de observar objetos a longa distância devido à visão binocular. Possuem retina com cones e bastonetes. Também possuem excelente audição, mesmo apresentando um ouvido externo pequeno¹⁸⁶¹. Utilizam os lábios superiores na apreensão dos alimentos, os quais são desenvolvidos e cobertos de pelos grossos e de vibrissas¹²⁹⁰.

Apesar de se distribuírem por uma extensão de 5.000 km na costa brasileira^{1199,1233}, restringem-se a ambientes de águas rasas, calmas, com presença de capim e algas. Os ambientes estuarinos costumam



ser utilizadas para ingestão de água doce¹¹⁹⁹ e no período reprodutivo, sendo o ambiente preferido por fêmeas para parir e dar os primeiros cuidados a suas crias, funcionando como berçário.

Peixes-bois marinhos são animais essencialmente solitários⁹⁰⁴. Agregações foram observadas em refúgios de águas quentes na Flórida e durante o acasalamento. A espécie é promíscua¹⁸⁶² e forma grupos de reprodução compostos por uma fêmea no cio e vários machos adultos, criando um cortejo reprodutivo que pode durar de uma semana até um mês. Durante esse período, a fêmea acasala com vários machos. A reprodução ocorre entre setembro e abril.

A expectativa de vida é de cerca de 60 anos¹²⁷⁹. A maturidade sexual em cativeiro é alcançada entre os 3 e 4 anos, mas só se reproduzem com sucesso entre 5 e 8 anos¹²⁷⁸. O dimorfismo sexual pode ser evidenciado pela localização da abertura genital na região ventral. Nas fêmeas, a abertura encontra-se próxima ao ânus e nos machos na região anterior, próxima à cicatriz umbilical¹⁹⁴⁸. Após 13 meses de gestação nasce um único filhote, com raros casos de gêmeos¹²⁷⁸. Durante o período de amamentação, que é de dois anos, as fêmeas não entram em período fértil, o que diminui a taxa de fecundidade da espécie. O tempo geracional é estimado em 20 anos⁶¹⁰.

Os peixes-bois alimentam-se de uma ampla variedade de plantas aquáticas^{258,904,1863}, sendo o capim marinho, *Halodule wrightii* uma das mais importantes plantas vasculares consumidas por estes animais no litoral nordeste do Brasil¹¹⁵⁵. Entretanto, também já foram registrados consumo de invertebrados associados à vegetação⁹⁰⁴, e a ingestão eventual de peixes¹⁷⁸¹. O grande número de pequenos artrópodes consumido pelos peixes-bois juntamente com a vegetação pode se constituir em uma importante fonte de proteína⁹⁰⁴.

População

Os dados de abundância populacional são escassos devido ao próprio habitat da espécie, de águas escuras, principalmente no litoral dos estados do Maranhão, Pará e Amapá. Mesmo em algumas áreas de águas mais claras, há bastante vento e ondas, o que dificulta o uso de alguns métodos de pesquisa de estimativa populacional. Um número de 278 animais foi estimado para o nordeste, de Alagoas ao Piauí¹¹⁹⁹ e 207 para o norte, do Maranhão ao Amapá¹²³³ por meio de métodos indiretos, entrevistas direcionadas a moradores do litoral, principalmente pescadores. Um estudo preliminar³⁷ estimou por censo aéreo 423 indivíduos na costa do nordeste. Em função do método utilizado nesse levantamento ter limitações, para esta avaliação foi utilizada a estimativa de que a população brasileira tem 500 indivíduos^{1199,1233}.

A variabilidade genética na população de peixes-bois marinhos no Brasil é baixa¹²³², e a população se encontra fragmentada. Estudos genéticos estão sendo realizados atualmente para identificar o grau de isolamento dos indivíduos no Brasil e as subpopulações existentes. Considerando as ameaças do passado, principalmente a caça, e as ameaças atuais, como a perda e a degradação do *habitat*, que deve se agravar no futuro, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 50% ao longo de três gerações ou um declínio de 20% em duas gerações, caso medidas mitigadoras não sejam implementadas.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Desde o período da colonização pelos portugueses, o peixe-boi marinho vem sofrendo grande impacto no Brasil. A caça foi um dos principais problemas para a espécie no passado^{1234,1235} tendo provocado a extinção da espécie nos estados de Sergipe, Bahia e Espírito Santo, diminuindo o limite mais ao sul de ocorrência mundial para Alagoas, além de ter reduzido o tamanho populacional em vários estados, bem como criado lacunas de ocorrência ao longo da área de distribuição. A caça ainda ocorre no litoral Norte do país¹²³⁴.

Com populações reduzidas e quebras na área de distribuição, aumenta os riscos de extinção devido à perda da variabilidade genética, principalmente em locais onde não há mais fluxo gênico.

A perda e a degradação do *habitat* são as principais ameaças atuais para o peixe-boi marinho no Brasil, principalmente no litoral nordestino. Ambientes degradados pela presença de atividades humanas (carcinocultura, indústria do hidrocarboneto, portos, pesca, turismo, dragagem, ocupação da linha da praia, etc) vêm interferindo de forma negativa na sobrevivência da espécie, que sofre com poluição



química, física e sonora do ambiente; ingestão de lixo^{71,95}; capturas acidentais por artefatos de pesca¹⁵⁷⁴; atropelamento por embarcações²⁵⁹; e assoreamento dos estuários²⁴. Este último fator impede que os animais tenham acesso à água doce e as fêmeas aos locais com águas calmas, utilizadas como berçários para e cuidar dos filhotes.

Isto também gera um grande número de encalhe de filhotes no litoral nordeste^{832,1351,1670}. Nascerem em águas mais agitadas, eles se desgarram das mães e se perdem, encalhando nas praias^{1199,1670}, quando apenas uma intervenção humana os pode salvar, seja os devolvendo ao ambiente marinho quando a mãe é encontrada, seja os levando para cativeiro para reabilitação e posterior soltura, se tornando um filhote-dependente. Uma vez levado para cativeiro, permanecerá por três anos ou mais, até que estejam aptos a voltarem para a natureza.

Todos os anos, entre os meses de setembro e abril, uma média de três filhotes de peixe-boi marinho encalham no litoral nordeste (principalmente nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte). Esses encalhes põem em risco a população, pois provocam uma diminuição no recrutamento de indivíduos, uma vez que a maioria dos filhotes, mesmo resgatados, não retornam para a população original após reabilitados.

O elevado número de encalhes de filhotes e a dificuldade de devolvê-los ao ambiente natural podem resultar numa superlotação de peixe-boi marinho em cativeiro, e, para minimizar este problema, técnicos e analistas das instituições responsáveis devem soltar todos os animais que se encontrem aptos a voltar para a natureza, assim como seguir protocolos de manejo e de reintrodução da espécie¹¹⁹⁸.

Características intrínsecas da espécie potencializam o grau de ameaça do peixe-boi marinho. Entre elas estão a lenta reprodução da espécie¹⁵⁷⁴; o comportamento dócil que permite a aproximação de seres humanos; e a susceptibilidade de serem acometidos por doenças infecciosas, como aquelas relacionadas ao trato respiratório superior, viroses e parasitoses^{1837,2371}. As doenças bacterianas primárias ou secundárias são a maior causa de mortalidade de mamíferos aquáticos em todo o mundo⁶⁵¹. A origem destas doenças pode ser de causas naturais ou decorrentes da interação humana⁹⁰². Adicionalmente, a baixa variabilidade genética^{1232,2373} torna a espécie menos apta a resistir a alterações naturais ou antrópicas, como mudanças climáticas, fenômenos de marés-vermelhas, doenças, viroses, entre outras. O isolamento de pequenas populações aumenta o endocruzamento e intensifica os problemas associados à baixa variabilidade genética¹²³².

Ações de conservação

Existentes

A Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste/REMANA, coordenada pelo ICMBio/CMA, vem realizando ações diretas e indiretas para a conservação de peixe-boi marinho no Brasil. Dentre as instituições da rede, as que desenvolvem trabalhos com peixe-boi marinho são o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio/CMA, Associação de Pesquisa e Conservação de Ecossistemas Aquáticos - Aquasis, Projeto Cetáceos da Costa Branca, da Universidade do estado do Rio Grande do Norte - PCCB/UERN, REBIO Atol das Rocas/ICMBio, Grupo de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos - ECOMAR, Fundação Mamíferos Aquáticos - FMA e Instituto Mamíferos Aquáticos - IMA. De forma conjunta ou individual, estas instituições vêm desenvolvendo atividades, visando aumentar o conhecimento da espécie no Brasil. Além disso, como política pública, pactuada com a sociedade, o Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Sirênios, elaborado em 2010^{982b}, e coordenado pelo ICMBio/CMA, identificou e orienta as ações prioritárias para combater as ameaças aos peixes-bois e seus habitats, buscando a conservação da espécie. Dentre as ações do PAN Sirênios, uma de grande importância para a população do nordeste é a de soltura de espécimes reabilitados.

Este PAN recentemente foi reelaborado em um Plano de Ação Nacional para Conservação do Peixe-boi Marinho (ICMBio, em preparação).

O Programa de Reintrodução de Peixe-boi Marinho no Brasil, criado pelo ICMBio/CMA, vem realizando a soltura de indivíduos desde 1994 em dois locais: APA Costa dos Corais (AL) e APA da Barra do Rio Mamanguape (PB)^{1235,1548,1549}. Desde o início do Programa já foram soltos mais de 40 indivíduos,



obtendo-se um alto índice de sucesso, embora alguns animais tenham voltado para cativeiro e outros vindo a óbito por razões diversas como: falta de adaptação ao meio natural; desidratação; alimentação inadequada; aporte de elementos químicos e sedimentos nos estuários; presença de embarcações; e ações diretas como tiros e facadas.

O peixe-boi marinho está protegido por Atos internacionais como o Acordo de Conservação dos Recursos Naturais do Atlântico Sul, Brasil e Argentina, através do Decreto Lei nº 454/1969; Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, através da ratificação: Dec. Leg. nº 05, de 09/11/87⁹⁵⁶; e criação de unidades de conservação em áreas de ocorrência do peixe-boi marinho⁹⁵⁶. A espécie também foi incluída no Apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção⁴⁵⁰.

Necessárias

- Destinar para a soltura em ambiente natural todos os espécimes que possuam aptidão clínica e comportamental para sobrevivência em vida livre;
- Realizar reintroduções de peixe-boi marinho em áreas mais próxima possíveis do local de encalhe;
- Fazer gestão política ambiental para a conservação dos *habitat* críticos do peixe-boi marinho para minimizar os impactos de empreendimentos como portos, atividades de prospecção de hidrocarbonetos, carcinocultura, entre outras, em áreas de alimentação, reprodução, e descanso da espécie;
- Criar e implementar UCs marinhas nas áreas de ocorrência da espécie com a finalidade de proteger o *habitat* e garantir um corredor ecológico para que haja fluxo gênico dos indivíduos ao longo da área de distribuição da espécie;
- Criar normas de proteção específicas para a espécie ou grupo taxonômico e seus *habitat*, por exemplo, regulamentando o turismo de observação.

Presença em unidades de conservação

Amapá: ESEC de Maracá-Jipioca, PARNA do Cabo Orange;

Pará: RESEX Chocoaré-Mato Grosso, RESEX de São João da Ponta, RESEX Mãe Grande de Curuçá, RESEX Maracanã, RESEX Gurupi-Piriá, RESEX Marinha de Caeté-Taperaçu, RESEX Marinha de Tracuateua, RESEX Marinha de Soure;

Maranhão: RESEX Cururupu, RESEX Quilombo do Frexal;

Maranhão/Piauí/Ceará: APA Delta do Parnaíba;

Ceará: RESEX Prainha do Canto Verde;

Paraíba: ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape, APA da Barra do Rio Mamanguape, RESEX Acaú-Goiana;

Pernambuco/Alagoas: APA da Costa dos Corais;

Alagoas: APA de Piaçabuçu.

Pesquisas

A maior parte das pesquisas realizadas com peixe-boi marinho são desenvolvidas com a subespécie norte-americana (*T. m. latirostris*), havendo ainda uma lacuna de informações para a subespécie que ocorre no Brasil (*T. m. manatus*). Abaixo são listadas as principais pesquisas existentes e necessárias no Brasil.

Existentes

- Investigação epidemiológica de doenças infecciosas em peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) mantidos em cativeiro no Brasil, UFRPE;
- Avaliação da diversidade genética populacional e estratégias conservacionistas para o peixe-boi marinho no Brasil, ICMBio/CMA; UFPE; USGS/USA;
- Variação geográfica e taxonômica de Trichechidae (Mammalia: Sirenia) análise morfológica e citogenética, UFPE;
- Peixe-boi Marinho, *Trichechus manatus manatus*, no nordeste do Brasil: distribuição, caracterização de *habitat*, estimativa e viabilidade populacional, UFPE;



- Programa de conservação de *Trichechus manatus*: Determinação da sobrevivência dos peixes-bois marinhos reintroduzidos no Brasil e o reflexo para a conservação da espécie. ICMBio/CMA, UERN, UFRPE, USP, Fundação Guimarães Duque e Fundação Boticário.
- Monitoramento de Sirênios na Bacia Potiguar - Captura de peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) ICMBio/CMA; FUNBIO; UERN e Aquasis.
- Fungos isolados de Sirênios no Brasil: uma abordagem fenotípica, genotípica, diagnóstica e de virulência. Aquasis e UFCE;
- Mapeamento e caracterização dos *habitat* de forrageio e dos impactos sobre o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no nordeste do Brasil. FMA, UFPE, Fundação Boticário;
- Análise de contaminantes em peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus manatus*) e sedimentos nas suas principais áreas de reintrodução. ICMBio/CMA, FMA, UFPE, Fundação Boticário;
- Censo aéreo – ICMBio/CMA; Aquasis; UERN; FUNBIO; Instituto Aqualie e FMA;
- Estudo da dinâmica ecológica dos ambientes de ocorrência da espécie (alimentação, contaminação uso de área), ICMBio/CMA;
- Estudo da dinâmica ecológica dos ambientes de ocorrência da espécie (alimentação, contaminação, uso de área) ICMBio/CMA.

Eubalaena australis (Desmoulins, 1822)

Karina Groch, Paulo César Simões Lopes & Paulo Henrique Ott

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Balaenidae

Nomes comuns: baleia-franca,
baleia-franca-do-sul, baleia-franca-austral



Foto: José Martins Jr.

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A1d; D

Justificativa

Eubalaena australis apresenta distribuição circumpolar no Hemisfério Sul. A caça ilegal, realizada até 1973, reduziu a população de baleias-franca na costa brasileira a números insignificantes e uma estimativa populacional ainda é incipiente, porém seus números totais continuam baixos quando comparados aos dados históricos pré-caça. Suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 70% nos últimos 86 anos (três gerações), provocado pela caça. Há evidências de gargalo genético intensificado pela caça comercial intensiva realizada em todo Hemisfério Sul. Não há estimativa atualizada para a população total na costa sul do Brasil, mas são estimadas aproximadamente 200 fêmeas maduras. Atualmente, a população está crescendo, contudo, a população atual é ainda extremamente pequena em comparação com as estimativas originais, representando pouco mais de 15%. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), segundo os critérios A1d; D.



Outras avaliações

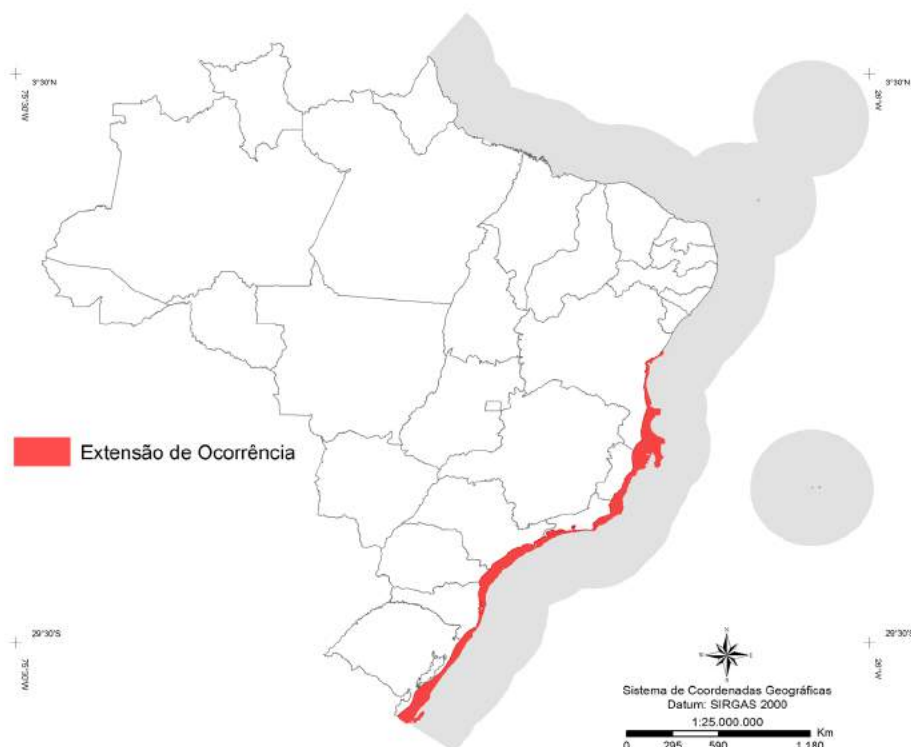
Avaliação nacional anterior ^{1450,1634}	EN A1ac; C1
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,685,687a,688a,689}	Espírito Santo: EN Rio de Janeiro: VU Paraná: EN Santa Catarina: VU Rio Grande do Sul: VU
Avaliação global ¹⁸⁴⁸	LC

Distribuição geográfica

As baleias-franca têm uma distribuição circumpolar no Hemisfério Sul durante o verão e, no período do inverno, pelo menos a população reprodutiva concentra-se na região costeira, principalmente no sul da Austrália, Nova Zelândia, Argentina, Uruguai, Brasil e África do Sul. Embora a espécie se reproduza também na costa do sudeste do Pacífico, Chile e Peru, a população nesta região é extremamente reduzida²²⁷². Registros da caça indicam que a espécie era abundante na costa brasileira, com uma distribuição provavelmente contínua desde o Chuí (RS) na divisa com o Uruguai, até a Baía de Todos os Santos (BA)⁶⁷⁰.

Atualmente, há registros de ocorrência desde a Bahia até o Rio Grande do Sul^{128,351,398,425,680,760,866,1207,2160,2161}, com uma concentração entre o litoral centro-sul de Santa Catarina e norte do Rio Grande do Sul^{351,866,875,2160}. Nesta área de concentração, as maiores agregações estão situadas entre Ibiraquera, Imbituba e Cabo de Santa Marta, Laguna, dentro da APA da Baleia Franca. Estes locais são caracterizados por apresentar um grande número de enseadas dissipativas²¹⁵⁸. A maioria dos registros, em toda a área de concentração, encontra-se em locais com menos de 10 m de profundidade¹⁸⁵⁷ (Danilewicz *et al.*, dados não publicados).

Suas áreas de alimentação no Hemisfério Sul estão próximas à Convergência Antártica⁸⁴⁸ e no entorno das Ilhas Geórgias do Sul¹⁴⁶⁶. Não há informações concretas sobre as áreas de alimentação utilizadas pelos animais que frequentam a costa brasileira, parecendo estar situadas acima da Convergência





Antártica¹⁴⁴². Contudo, estudos baseados em isótopos estáveis indicam que as baleias-franca do Atlântico Sul Ocidental podem também se alimentar em áreas reprodutivas, situadas em menores latitudes²³⁹⁴.

Alterações na distribuição das baleias-franca já foram relatadas em alguns locais como África do Sul¹⁹⁴ e Península Valdés, Argentina¹⁹⁷⁰. Na África do Sul, as alterações ocorreram, provavelmente, em função das mudanças no número de baleias presentes em algumas regiões¹⁹⁴, o que pode estar relacionado à experiência prévia das fêmeas na escolha de áreas de berçário. Na Península Valdés, as alterações foram atribuídas a grandes mudanças na topografia do fundo devido a tempestades¹⁹⁷⁰, e, em alguns casos, à preferência individual e à coesão social. Na área de concentração no sul do Brasil, a experiência anterior das fêmeas pode influenciar a escolha por uma área específica para o período reprodutivo⁸⁷⁵. No entanto, um estudo recente constatou alteração no uso de enseadas preferenciais¹⁸⁵⁷, porém não aponta causa específica, podendo tratar-se de uma alteração gradual ao longo dos anos, considerando que as baleias-franca apresentam flexibilidade em relação à ocupação de *habitat*¹⁹⁷⁰.

História natural

Eubalaena australis possui corpo robusto, sendo facilmente reconhecida pela ausência da nadadeira dorsal, nadadeiras peitorais curtas e largas e pelas calosidades na região da cabeça, ao redor do orifício respiratório e da boca¹⁶⁹⁵. As calosidades são espessamentos naturais da epiderme infestados por colônias de crustáceos anfípodos da família Cyamidae (piolhos-de-baleia, *Cyamus* spp.), que conferem uma coloração branca ou amarelada^{1695,1971,1972} e permitem a identificação individual¹⁶⁹⁵. O borriço produzido durante a expiração possui a forma de um “V” e atinge até cinco metros de altura. A cabeça é robusta, cerca de 1/4 do comprimento total do corpo, com rostro estreito, mandíbula bastante arqueada e pelos na região da mandíbula e maxila. As fêmeas adultas são maiores que os machos, atingindo até 18 m de comprimento e pesando de 50 a 56 toneladas^{551,693}. Contudo, a seleção negativa provocada pela caça reduziu o tamanho dos adultos para em torno de 14 e 15 m na população atual. Esta avaliação baseia-se em estimativas que consideram o tamanho da mandíbula, que perfaz 1/4 do comprimento total. Para tanto, analisou-se ossos dentários de baleias-franca recuperados nas praias de Santa Catarina e em museus (P.C. Simões-Lopes, dados não publicados).

A espécie alimenta-se na Convergência Antártica durante o verão e migra para águas tropicais e subtropicais durante o inverno para acasalamento e procriação^{125,126,188,551,1466}.

Grupos de baleias-franca podem ser compostos por indivíduos solitários, adultos ou juvenis, pares de mãe e filhote ou grupos de adultos^{397,1697}. Nas áreas de reprodução, a distribuição das baleias-franca é frequentemente relacionada a águas calmas e rasas. Adultos não acompanhados de filhotes permanecem mais afastados da região das ondas, em locais com profundidades de até 80 m, e fêmeas com filhotes são avistadas logo após a arrebentação das ondas ou a distâncias de até 1.000 m da costa, em profundidades menores que 20 m e mais frequentemente até 10 metros^{191,1685,1697,1857,2274}. Fêmeas com filhotes demonstraram períodos de residência maiores do que os adultos desacompanhados e apresentam menos movimento ao longo da costa^{127,323,875}.

Nas áreas de alimentação, as baleias-franca são encontradas em grupos de 3 a 8 animais, em pares de adultos, ou em pares de mãe e filhote²⁴²⁰. Ocasionalmente, podem ocorrer agregações mais dispersas de até 30 animais em áreas de alguns km². Aparentemente, os mesmos animais permanecem na mesma área por alguns dias ou semanas. Costumam se alimentar de grandes concentrações de zooplâncton, krill e copépodos, na superfície, ou um pouco abaixo em profundidades de até 10 metros²⁴²⁰.

No Brasil, as baleias-franca ocorrem durante os meses de maio a dezembro principalmente ao longo da costa de Santa Catarina e Rio Grande do Sul^{351,1208,1654,1655,2160,2161}. No litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, a maior frequência de avistagens é de agosto a outubro, sendo o pico em agosto e setembro^{875,2085}. A maior ocorrência é de pares de mãe e filhote^{873,875}, porém nos últimos anos um número cada vez mais expressivo de grupos de adultos vem sendo observado^{4,500,875,2185}. Grupos de até 8 indivíduos adultos já foram registrados na principal área de concentração da espécie no sul do Brasil^{875,2160}.

Valenzuela *et al.*²³²⁸ indicam haver fidelidade para áreas de alimentação direcionada pela herança materna, ou seja, os filhotes aprendem os locais de alimentação de suas mães. Tal filopatria matrilinear



deve limitar a exploração de novas áreas de alimentação, e pode explicar porque as baleias-franca que frequentam a Península Valdés apresentam menor sucesso reprodutivo nos anos seguintes a anomalias de elevação da temperatura da superfície do mar nas Geórgias do Sul¹¹⁴⁷.

Vários níveis de interações inter-específicas são relatados entre baleias-franca e aves, bem como com outros mamíferos marinhos. Dentre as aves, o caso mais extremo já relatado é o que ocorre com os gaivotões, *Larus dominicanus*, na Península Valdés, Argentina^{1969,2275,2372}. Os ataques dos gaivotões podem alterar o comportamento das baleias^{1281,2275} e comprometer o desenvolvimento dos filhotes, o que tem resultado no abandono de determinadas áreas de reprodução^{1969,1970}.

A espécie é poligâmica. As fêmeas atingem a maturidade sexual em torno dos 6 anos¹⁶⁹⁷ e a idade da primeira gestação ocorre em torno dos 9 ou 10 anos^{184,493,1696,1697}. Não há informações sobre a maturidade sexual dos machos. O período de gestação é de aproximadamente 12 meses^{193,323,1697} e as fêmeas têm, em média, um filhote a cada 3 anos^{127,192,324,493,1696,1697}. Os filhotes nascem com 4,5 a 6 m de comprimento, pesando 4 e 5 toneladas^{193,1057,2434} e o desmame ocorre após o primeiro ano de idade^{324,2273}. A expectativa de vida reprodutiva da fêmea é de aproximadamente 30 anos, sendo que neste período uma fêmea pode produzir até nove filhotes⁸⁹⁴. As fêmeas grávidas se aproximam da costa alguns dias antes do nascimento dos filhotes, e permanecem com os recém-nascidos em torno de 11 semanas na mesma área de concentração^{127,323,875}. A estação reprodutiva dura em torno de cinco meses^{127,193,323,1697}, ao término do qual os pares de fêmeas com filhote iniciam a migração para as áreas de alimentação^{2240,2273}. No sul do Brasil, um estudo molecular revelou que a proporção sexual de filhotes não diferiu da razão esperada de (1:1)¹⁵⁸⁹. O tempo geracional é estimado em 28,8 anos²²⁶⁴. Há pouca informação sobre longevidade, mas as estimativas indicam que as baleias-franca podem viver pelo menos 65 a 70 anos^{894,1057}. A taxa de mortalidade estimada está em torno de 1 e 3% para os adultos, porém esta estimativa é considerada menor do que é geralmente proposto para os demais mysticetos^{187,493,1101,1696}.

População

As populações de baleias-franca foram alvo da exploração comercial no mundo inteiro até o início do século XX. Estima-se que a população original no Hemisfério Sul, antes das atividades de caça, estivesse em torno de 90.000 indivíduos¹⁸⁷⁶, enquanto a estimativa mais recente estaria em torno de 13.600 indivíduos¹⁰¹³ representando pouco mais de 15% da população original. A proteção internacional teve início em 1935, mas mesmo depois desta data, atividades de exploração ilegais tiveram continuidade em diversas regiões, incluindo o sul do Brasil, onde a caça ocorreu até 1973^{1099,1653,2294}. Atualmente, diferentes populações têm demonstrado sinais de recuperação, crescendo a taxas entre 6 e 7% ao ano¹⁰¹³.

A maioria das populações de baleias-franca no Hemisfério Sul foi reduzida a níveis extremamente baixos até metade da década de 1930, e aparentemente não demonstrou recuperação até a década de 1960¹⁹⁰. A única exceção é a população que frequenta Tristão da Cunha. Esta população teria escapado da atenção dos baleeiros do início do século XIX ao final do século XX, período de maior atividade de caça comercial, e demonstrado sinais de recuperação a partir das décadas de 1940 e 1950¹⁹⁰.

No Hemisfério Sul, a proteção da espécie decorrente do término da caça parece estar surtindo efeito na recuperação populacional. Atualmente, são reconhecidas cinco áreas principais de reprodução no Atlântico Sul: Brasil, Argentina, Tristão da Cunha, Namíbia/Angola e África do Sul¹⁰⁰⁸. Nestas áreas, cerca de 3.000 indivíduos são conhecidos por foto-identificação^{185,494,875}.

A população do Brasil apresenta evidências de gargalo genético recente¹⁵⁹⁰ em decorrência da caça comercial intensiva realizada em todo Hemisfério Sul até a década de 1930. Estudos de foto-identificação e genética sugerem que os indivíduos que migram para as áreas reprodutivas do Brasil e da Argentina façam parte de um mesmo estoque reprodutivo^{188,1638} e que a alta taxa de crescimento populacional observada no Brasil se deva à imigração de indivíduos provenientes da Argentina⁸⁷⁵. Um fluxo gênico extremamente elevado foi observado entre as populações do sul do Brasil e da Argentina¹⁶³⁸ e cerca de 10% das baleias-franca identificadas no Brasil já foram avistadas na Península Valdés, Argentina (K.Groch, dados não publicados). Contudo, estudos recentes, envolvendo isótopos estáveis, demonstram que as baleias-franca que frequentam as águas do Brasil e Argentina utilizam diferentes



áreas de alimentação²³⁹⁴.

A caça ilegal realizada até 1973 reduziu a população de baleias-franca na costa brasileira a números insignificantes¹⁶⁵³. Não se sabe ao certo quantas baleias-franca foram mortas no Brasil durante o período de caça, mas estima-se que centenas delas possam ter sido dizimadas⁶⁷⁰. Não há estimativas sobre a população original no Brasil. No período de 1987 a 2003, a taxa de crescimento da população de baleias-franca que frequenta o litoral sul do Brasil foi estimada em 14%⁸⁷⁵, e uma análise mais recente aponta uma estimativa de 12% incluindo dados até 2010¹⁰¹³. A população da costa brasileira parece estar se recuperando e reocupando sua antiga área de distribuição, embora ainda em números significativamente baixos^{875,2039}.

- Estimativa no Brasil em 1997: 137 indivíduos¹⁰⁰⁸;
- Estimativa no Brasil em 2003: 555 indivíduos⁸⁷⁵;
- Estimativa no Brasil em 2010: 200 fêmeas maduras¹⁰¹³.

A abundância das baleias-franca na costa sul do Brasil foi estimada em 555 indivíduos em 2003, utilizando-se a “Taxa Anual Reprodutiva” de uma população estável. Este número reflete o aumento observado na população em anos recentes, porém, essa estimativa deve ser considerada preliminar e utilizada com cautela, já que não incorporou parâmetros como mortalidade e/ou emigração e imigração⁸⁷⁵. Essa estimativa também não representa o número de indivíduos no Brasil a cada ano, já que muitos passam alguns anos sem visitar a costa brasileira⁸⁷⁵. Com relação ao número de indivíduos maduros, utilizando-se a Taxa Anual Reprodutiva Bruta (GARR), calculada com base nas fêmeas reprodutivas em um determinado ano, estima-se que a população contenha 206 indivíduos maduros, média da taxa anual dos últimos três anos, período de uma coorte e do tempo médio de retorno ou visita de fêmeas reprodutivas em área de reprodução. A estimativa mais atual do número de indivíduos no Brasil, incluindo dados até 2010, aponta 200 fêmeas maduras¹⁰¹³. Contudo, a média de avistagem atual de baleias-franca é de 120 indivíduos por ano (K. Groch, dados não publicados).

Tendência populacional: aumentando.

Ameaças

Atualmente, as principais ameaças enfrentadas pelas baleias-franca são colisões com embarcações e emalhamento em artefatos de pesca¹⁰⁰⁸. Na costa brasileira, registros destes eventos têm ocorrido principalmente no Rio Grande do Sul e Santa Catarina^{871,872,1774}, sendo também documentados em outras regiões do país^{866,1207,2039,2040}. Vale ressaltar que os registros de emalhamentos ocorridos em Santa Catarina consistem principalmente de partes de rede de emalhe presos nas calosidades da cabeça das baleias-franca adultas, que se desprendem com o tempo, e não comprometem a sobrevivência dos animais⁸⁷². Não há registro de mortalidade decorrente destes casos. Os registros de colisões com embarcações de grande porte concentram-se no Rio Grande do Sul, próximo à cidade de Rio Grande, indicando a associação desta mortalidade com o intenso tráfego marítimo gerado pelo superporto ali existente, cujas rotas de acesso seccionam as rotas migratórias das baleias^{866,2072}. Em 2012, um caso de colisão com embarcação de grande porte foi registrado em Santa Catarina. Tratava-se de um indivíduo adulto, uma fêmea, acompanhada de filhote, que apresentava três cortes abertos na região dorso-caudal, e foi avistado vivo em uma praia no litoral norte do estado⁸⁷¹. A atividade de turismo embarcado sem protocolos de conduta e fiscalização constitui uma ameaça potencial pelo fato das áreas mais costeiras serem utilizadas principalmente pelos pares de mãe e filhote. Em um estudo realizado nos primeiros anos da implementação da atividade em Santa Catarina, Groch *et al.*⁸⁷⁰ não encontraram evidências claras sobre distúrbios da atividade a esta população durante as aproximações às baleias-franca, sugerindo que as embarcações de turismo de observação, quando operando segundo a legislação vigente, não alteram o comportamento das baleias em curto prazo.

A destruição e alteração do *habitat* e a poluição gerada pela expansão desordenada da ocupação costeira também constituem ameaças potenciais à espécie^{958,1008}. Há uma séria e continuada degradação ambiental na área de concentração da espécie no litoral sul de Santa Catarina, causada principalmente por esgotos, dejetos industriais bem como pela descarga de resíduos de mineração e queima de carvão



para fins termelétricos. A ampliação do Porto de Imbituba, localizado próximo à principal área de concentração de fêmeas com filhotes, pode representar ameaça adicional à espécie, tanto pelo risco de colisões quanto pelo aumento de ruídos provocados pelo grande número de navios.

Nos últimos anos, tem crescido a preocupação com os efeitos negativos da poluição sonora sobre o comportamento e saúde das baleias-francas²²⁷². Estudos realizados com a baleia-franca-do-Atlântico-Norte, *E. glacialis* indicam que os sons produzidos pelo tráfego de embarcações nas últimas décadas podem ter reduzido em cerca de 60% as oportunidades de comunicação da espécie em relação à metade do século passado²²⁷².

Amostras de animais encalhados na costa do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul revelaram a presença dos patógenos *Aeromonas veronii* biogrupo *veronii* e *A. hydrophila*¹⁷⁰⁶. Embora bactérias do gênero *Aeromonas* sejam conhecidas como importantes patógenos intestinais e extraintestinais de humanos e outros vertebrados, pouco se sabe ainda sobre o significado da presença destes microorganismos em relação à saúde da baleias-franca.

Desde 2003, tem se observado um aumento do número de mortes de baleia-franca na Argentina, especialmente de filhotes. Embora as causas não sejam completamente conhecidas, a má condição nutricional das mães e a existência de doenças infecciosas são algumas das hipóteses existentes²²⁷².

A correlação entre a diminuição na taxa reprodutiva das baleias-franca na Argentina e as anomalias de temperatura da superfície do mar registradas no entorno das Ilhas Geórgias do Sul¹¹⁴⁷, também constituem uma ameaça, uma vez que esta região se trata da provável área de alimentação das baleias-franca que frequentam a costa brasileira.

O parasitismo por *L. dominicanus*, que têm o hábito de se alimentar de pedaços de pele descamada e da gordura em feridas abertas no dorso das baleias-franca, é outra ameaça em potencial. O molestarmento provocado por este comportamento é bastante intenso na Península Valdés, Argentina, e alguns episódios já foram observados na área da APA da Baleia Franca, no sul do Brasil^{874,1915}. Não se sabe quanto os ataques podem impactar na conservação das baleias-franca, mas afetam o bem estar e a saúde dos animais, com um potencial impacto sanitário, transmissão de patógenos para outras espécies, inclusive humanos²¹⁶³.

Ações de conservação

Existentes

O Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Grandes Cetáceos e Pinípedes¹⁸⁹⁸ tem como objetivo principal gerar conhecimento para a avaliação do estado de conservação e minimizar potenciais ameaças. Entre as ações recomendadas estão implantar um programa de pesquisa com foco na avaliação do estado de conservação da espécie, fortalecer a política de uso não letal e identificar e minimizar os impactos de atividades antrópicas.

A principal área de concentração reprodutiva da espécie no litoral sul do Brasil é protegida desde 14 de setembro de 2000, pela APA da Baleia Franca, uma área de 156.000 ha e 130 km de costa no litoral centro-sul de Santa Catarina. A Instrução Normativa IBAMA nº 102 de 19 de junho 2006 criou áreas-refúgio dentro da APA da Baleia Franca, onde a atividade de turismo embarcado fica proibida durante o período reprodutivo da espécie no Brasil.

A espécie é listada no Apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES⁴⁵⁰.

Necessárias

- Refinar as áreas prioritárias para a conservação da espécie e propor a criação de novas áreas protegidas;
- Implantar um sistema de prevenção de colisão por meio do aviso de presença de baleias nas principais rotas de navegação e regulamentação da velocidade de cruzeiro das embarcações nas principais áreas de concentração da espécie;
- Avaliar e monitorar o impacto da interação com a pesca;
- Criar instrumentos legais para garantir a utilização das informações referentes a áreas e períodos de restrição no licenciamento da exploração de gás e petróleo (incluindo pesquisas sísmicas, prospecção,



perfuração, produção e transporte);

- Promover o adequado ordenamento e fiscalização do turismo de observação de baleias;
- Incentivar o turismo para a observação de baleias a partir da terra.

Presença em unidades de conservação

Bahia: PARNA Marinho de Abrolhos, APA da Ponta da Baleia;

Santa Catarina: APA da Baleia Franca;

Rio Grande do Sul: REVIS da Ilha dos Lobos, potencialmente, PARNA da Lagoa do Peixe.

Pesquisas

Existentes

- Biologia populacional e ecologia comportamental na principal área de concentração reprodutiva em Santa Catarina;
- Caracterização das áreas preferenciais de ocupação da espécie no litoral norte do Rio Grande do Sul, a partir de dados de avistagem e telemetria;
- Monitoramento do impacto de atividades antrópicas na principal área de concentração reprodutiva, incluindo o Programa de Monitoramento das Baleias Franca no Porto de Imbituba e adjacências (SC);
- Ocorrência das baleias-franca e sua relação com os processos oceanográficos físicos na plataforma continental de Santa Catarina;
- Comportamento das baleias-franca na principal área de concentração reprodutiva (SC);
- Comportamento vocal das baleias-franca na principal área de concentração reprodutiva (SC);
- Pesca e baleias-franca: Interações dentro da APA da Baleia Franca (SC);
- Estrutura populacional, fluxo gênico e tamanho efetivo de população de baleia-franca da costa brasileira e suas relações com demais populações do Hemisfério Sul.

Necessárias

- Estimativas de abundância e tendências populacionais;
- Avaliação do impacto das capturas acidentais em redes de pesca e das colisões com embarcações;
- Determinação da estrutura populacional, rotas migratórias e áreas de concentração;
- Quantificação do impacto do turismo de observação de baleias;
- Quantificação do impacto de outras atividades antrópicas;
- Determinação dos atuais níveis de contaminantes em indivíduos da espécie;
- Investigação do impacto de diferentes fontes sonoras de origem antrópica;
- Realização de estudos sobre os efeitos das atividades de exploração e produção de petróleo e gás;
- Avaliação o estado de saúde da população na costa brasileira.



Balaenoptera borealis Lesson, 1828

Luciano Dalla Rosa & Jesuina Maria da Rocha

Ordem: Cetartiodactyla
Família: Balaenopteridae

Nomes comuns: baleia-sei, espadarte



Foto: Projeto Baleia Jubarte

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A1ad

Justificativa

Balaenoptera borealis é encontrada em todos os oceanos. A exploração de baleias-sei no Hemisfério Sul ocorre desde o início do século passado, e foi intensa entre 1950 e 1970, quando os estoques foram seriamente reduzidos. A exploração comercial cessou em 1979. Estima-se que a caça comercial tenha reduzido a população global em cerca de 80 a 90% nas últimas três gerações, cerca de 70 anos. A população no Brasil foi reduzida concomitantemente à redução na Antártica e índices de abundância na área de caça da Paraíba indicaram um declínio de quase 90% no período de 1966 a 1972. A causa da redução é compreendida, reversível e cessada, portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN) segundo o critério A1ad.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹⁸⁹⁴	VU A1ac; C1
Justificativa para mudança de categoria	Novas e melhores informações disponíveis e Ajuste na aplicação do método.
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,689}	Rio de Janeiro: VU Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ¹⁸⁵⁰	EN A1ad

Distribuição geográfica

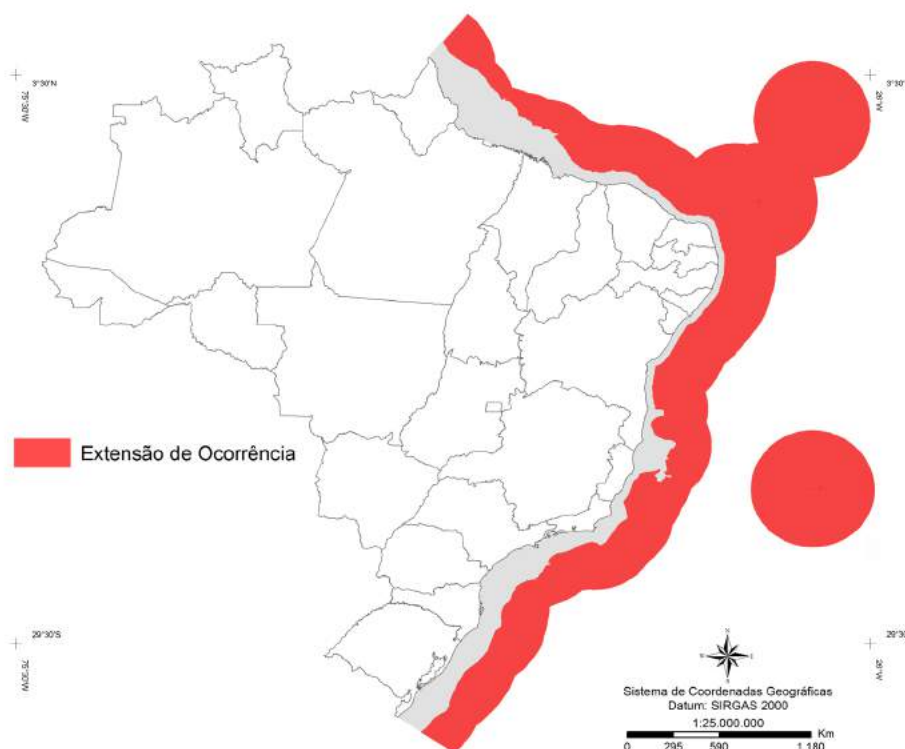
A baleia-sei é uma espécie cosmopolita encontrada em todas as bacias oceânicas⁹⁵⁰ e ocasionalmente no mar Mediterrâneo¹⁸⁴⁴. Com distribuição principalmente oceânica¹⁸⁷⁵, a baleia-sei realiza migrações sazonais desde áreas de cria e reprodução em regiões tropicais e subtropicais, onde permanece no inverno, até áreas de alimentação em regiões temperadas e subpolares durante o verão⁹⁴⁹. No Hemisfério Sul, tende a não frequentar latitudes tão altas quanto as outras rorquais⁹⁵⁰.

No Atlântico Sul-Occidental, as maiores densidades de baleias-sei durante o verão ocorrem na zona entre 40 e 55°S^{317,1443}. A região onde ocorreu a caça de baleias no nordeste brasileiro constitui uma área de cria e reprodução da espécie^{812,1893}. As capturas na Paraíba ocorriam na área entre as latitudes aproximadas de 6°S e 7°30'S e longitudes de 34°40' e 33°40'W^{1649,1650,2440} e no Rio de Janeiro, ao largo de Cabo Frio, em torno de 23°S²⁴⁴⁰. Uma série de avistagens recentes em torno dos 46°S, Golfo San Jorge,



Argentina, nos meses de agosto a outubro poderiam indicar animais migrando para o sul⁹⁹⁷.

Na costa brasileira, há registros de encalhes em Vila Velha, no Espírito Santo¹³⁹, em Bertioga, São Paulo²⁰⁴⁰, em Santa Catarina^{499,2161} e no Rio Grande do Sul²⁴⁶⁰. Duas avistagens de indivíduos solitários foram registradas durante cruzeiro de pesquisa no nordeste em agosto de 2000, em profundidades de 3.200 e 4.100 metros⁶⁷. Um grupo de três indivíduos foi registrado em maio de 2002 na isóbata de 500 m, próxima à quebra da plataforma continental, na Bacia de Santos, durante monitoramento da biota em navios de prospecção sísmica¹⁸³².



História natural

Os exemplares do Hemisfério Sul são maiores, atingindo um comprimento máximo de quase 20 metros⁹⁵⁰ e cerca de 30 t de peso, sendo as fêmeas ligeiramente maiores que os machos. A nadadeira dorsal está posicionada a pouco mais de 1/3 da distância desde a nadadeira caudal à ponta do rostro e é relativamente alta e falcada, o que ajuda a diferenciá-la da baleia-azul e, na maioria das vezes, da baleia-fin. Cicatrizes ovais no corpo provavelmente causadas por tubarões do gênero *Isistius* são comuns. A presença de apenas uma crista mediana dorsal no rostro permite diferenciá-la da baleia-de-bryde, que possui três cristas. A coloração geral do corpo é cinza escuro com uma área esbranquiçada no ventre. A ausência de assimetria na coloração da parte inferior do rostro é outro diagnóstico que a diferencia da baleia-fin. O número de pregas ventrais varia entre cerca de 40 e 65, e elas acabam bem antes do umbigo, diagnóstico que a diferencia das demais rorquais, exceto a minke. As barbatanas, totalizando cerca de 350 placas de cada lado, são de coloração cinza escuro, mas frequentemente com tonalidade marrom-amarelada e com algumas placas anteriores esbranquiçadas.

O *habitat* da baleia-sei é predominantemente oceânico, com raras incursões sobre regiões de plataforma, e caracterizado por águas com temperaturas principalmente de 8 a 18°C^{949,950,1875}. Em áreas específicas de alimentação sua aparição tende a ser irregular, sendo abundantes em alguns anos e ausentes em outros⁹⁴⁹. Realiza migrações sazonais entre regiões de invernção tropicais e subtropicais e áreas de alimentação temperadas e subpolares. A exemplo de outros balenopterídeos, esta espécie provavelmente migra da Antártica para o Brasil com fins de reprodução, nos meses de inverno e primavera.



Baleias-sei apresentam uma dieta variada, alimentando-se de eufausiáceos, copépodes e anfípodes¹⁵³³. Não se sabe ao certo, mas provavelmente a longevidade é de pelo menos 60 anos⁸¹².

Atingem a maturidade sexual aos dez anos, tendo sido observada nas fêmeas redução em 2-3 anos após a depleção pela caça comercial^{949,950}. Têm idade de maturação sexual elevada e taxa de crescimento populacional baixa se comparada, por exemplo, com a baleia-jubarte. Os filhotes têm cerca de 4,5 m ao nascer⁸¹², e a gestação dura de 11 a 12 meses⁹⁴⁹. A taxa de mortalidade natural foi estimada em 0,06, de acordo com a Comissão Internacional da Baleia - CIB¹⁰⁰⁶ e Horwood⁹⁴⁸ e o tempo geracional é estimado em 23,3 anos²²⁶⁴.

População

Estima-se que no Hemisfério Sul o tamanho da população original era de mais de 100.000 indivíduos, caindo, em 1980, para cerca de 24.000 indivíduos^{950,949}. Entre 1905 e 1979, mais de 200.000 baleias-sei foram capturadas por baleeiros modernos no Hemisfério Sul, a maior parte entre 1960 e 1970^{949,1850}. No nordeste do Brasil, baleias-sei e de bryde dominaram as capturas entre 1951 e 1965, e estima-se que cerca de 3.600 sei e apenas 350 bryde foram capturadas entre 1947 e 1974²⁴⁴⁰. As capturas de baleia-sei diminuíram consideravelmente na região no início dos anos 60, indicando a depleção do estoque. Índices de abundância nesta mesma região declinaram quase 90% no período de 1966 a 1972¹⁸⁹³, e cruzeiros de pesquisa realizados entre 1998 e 2001 sugerem que esta população ainda não se recuperou⁶⁷. Não está claro se as avistagens de baleia-sei em anos recentes na costa da Argentina (~46°S) indicam uma recuperação lenta do estoque ou alguma mudança na distribuição⁹⁹⁷. Uma série temporal maior, e mais recente, seria necessária para avaliar a tendência atual da população.

Uma estimativa mais recente baseada em dados da International Development Research Center - IDRC e de navios japoneses, porém de confiabilidade reduzida pela ausência de variância, é de cerca de 10.000 indivíduos abaixo dos 30°S^{1007,1850}.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A exploração de baleias-sei no Hemisfério Sul foi intensa entre 1950 e 1970, e os estoques foram seriamente reduzidos. A exploração comercial cessou em 1979. Devido ao pouco conhecimento que se tem da distribuição e abundância atuais, é difícil avaliar as ameaças que a espécie enfrenta na costa brasileira. Pela sua distribuição preferencialmente oceânica, os impactos de fontes antropogênicas provavelmente são reduzidos. Entretanto, não se pode descartar potenciais ameaças como degradação de *habitat*, poluição sonora e química, colisões com embarcações, capturas acidentais em redes de deriva e, principalmente, mudanças climáticas que possam afetar a abundância de suas presas e, consequentemente, a recuperação da população.

Ações de conservação

As baleias-sei do Hemisfério Sul foram protegidas da caça comercial pela CIB a partir de 1979. A partir de 1986 essa proteção foi acrescida pela moratória da caça comercial, embora esta não abranja as capturas realizadas sob licença científica. Seis áreas de manejo foram definidas arbitrariamente pela CIB para as baleias-sei no Hemisfério Sul. A costa brasileira corresponde à área II, compreendida entre os meridianos de 60°W e 0°¹⁰¹¹. As baleias-sei das seis áreas foram classificados pela CIB como “estoques protegidos” desde 1978.

A espécie é listada no Anexo I da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES e no Apêndice II da Convenção sobre Espécies Migratórias - CMS.

O Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Grandes Cetáceos e Pinípedes¹⁸⁹⁸ tem como objetivo principal gerar conhecimento para a avaliação do estado de conservação e minimizar potenciais ameaças. Entre as ações recomendadas estão implantar um programa de pesquisa com foco na avaliação do status de conservação das espécies, definir as áreas prioritárias para a



conservação das espécies e, especificamente para a baleia-sei, propor a criação de áreas protegidas para sua conservação.

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Pesquisas

Não existem pesquisas direcionadas especificamente à esta espécie, porém existem projetos de pesquisa de cetáceos em andamento na área de distribuição da espécie, incluindo águas subantárticas, Projetos Talude e Pro-Trindade/LMM-FURG, Projeto BG/Instituto Aqualie e Projeto Baleias/LMM-FURG.

Necessárias

- Investigar estrutura populacional e padrões de distribuição;
- Estimar abundância, tendências populacionais e parâmetros demográficos incluindo mortalidade não natural;
- Investigar impactos de origem antropogênica, incluindo fontes sonoras, atividades de exploração e produção de gás e petróleo e interação com a pesca.

***Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758)**

Paulo Henrique Ott, Salvatore Siciliano, Eduardo R. Secchi & Vera M. F. da Silva

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Balaenopteridae

Nome comum: baleia-azul



Foto: José Martins Jr.

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) A1abd

Justificativa

Balaenoptera musculus parece ter sido sempre rara na costa brasileira, porém não existem dados históricos para comprovação da abundância da espécie antes do período de intensa caça. Diversos esforços recentes de levantamento de cetáceos na costa brasileira, não resultaram em qualquer registro de baleia-azul. Embora haja evidências de que algumas populações estejam se recuperando, estima-se que a população remanescente de *B. m. intermedia*, na região antártica, represente menos de 1% da existente no período anterior à caça comercial, antes de 1904, com um declínio de pelo menos 90% no período de três gerações ou 93 anos. A causa da redução é compreendida, reversível e cessada, portanto, a espécie foi



categorizada como Criticamente em Perigo (CR), segundo o critério A1abd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2070}	CR A1ac; C1
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,686,689}	Rio de Janeiro: EN São Paulo: Ameaçada Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ¹⁸⁴⁷	EN A1abd

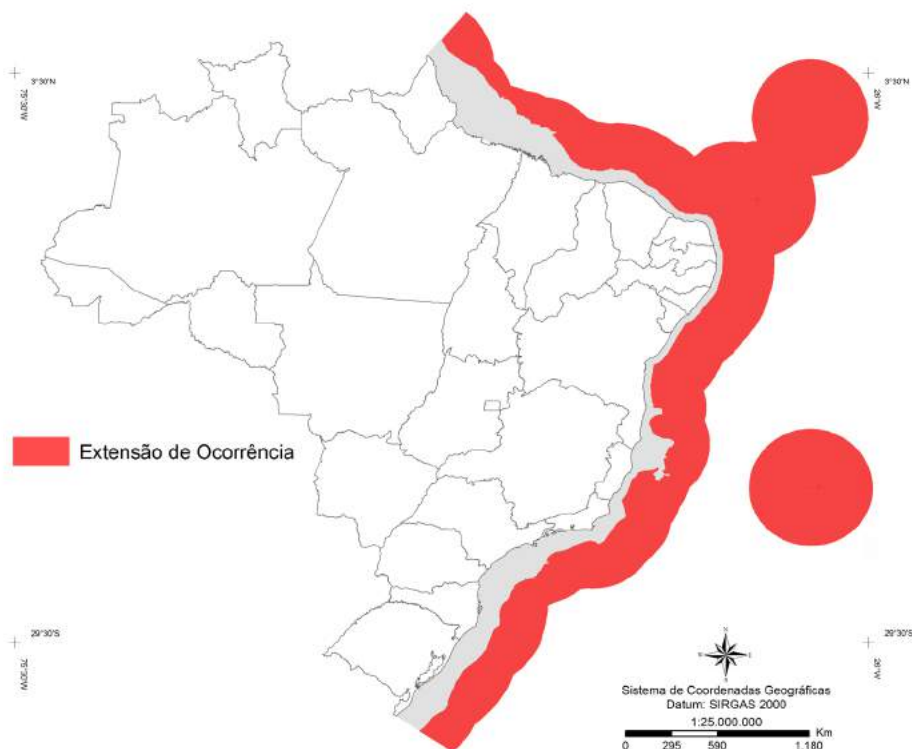
Notas taxonômicas

A taxonomia subespecífica das baleias-azuis ainda não está totalmente elucidada. Contudo, atualmente, cinco subespécies são reconhecidas: duas no Hemisfério Norte, *Balaenoptera musculus musculus* e *B. m. indica*; e três no Hemisfério Sul, a baleia-azul-pigmeia, *B. m. brevicauda*, distribuída principalmente em baixas e médias latitudes, geralmente ao norte de 55°S, a baleia-azul-antártica, *B. m. intermedia*, que ocorre em regiões antárticas, e uma subespécie ainda não nomeada na costa do Chile^{490,2272}. Devido a escassez de registros, existem ainda incertezas em relação a qual das formas ocorre na costa brasileira^{285,567}.

Distribuição geográfica

A baleia-azul é cosmopolita, pelágica e migratória, usualmente realizando deslocamentos sazonais entre as regiões polares/subpolares, onde se alimenta, no verão e início do outono, e os trópicos/subtrópicos, onde se reproduz no inverno e na primavera. A espécie migra para o Brasil com fins de reprodução, mas as rotas de migração e o destino dos animais são ainda desconhecidos.

A baleia-azul é o balenopterídeo menos conhecido no Brasil, sendo extremamente raros os registros documentados sobre a espécie. Entre 1948 e 1965, dois exemplares foram capturados comercialmente na Paraíba e no Rio de Janeiro²⁴⁶⁰. Três indivíduos foram avistados também na costa da Paraíba, entre 1966 e 1981, durante o período da caça comercial¹⁸⁹⁸. Em 1955, a hemimandíbula de um indivíduo de





baleia-azul foi encontrada na praia de Albardão, a 130 km ao sul de Rio Grande¹⁷⁵⁸. Em 1992, uma fêmea de 23,12 m de comprimento, com características das duas subespécies reconhecidas para o Hemisfério Sul, encalhou viva no Rio Grande do Sul, próximo ao arroio Chuí⁵⁶⁷. Em adição, o encalhe de uma baleia com proporções compatíveis a uma baleia-azul, foi reportado no início da década de 1990 na contracosta da Ilha de Marajó^{2096,2097}.

Registros isolados de encalhes de baleia-azul foram também reportados na costa uruguaia¹⁷⁸⁴ e argentina^{322,1859}.

Duas subespécies utilizam diferentes regiões no Oceano Antártico: *B. m. intermedia* permanece principalmente ao sul de 55°S, enquanto *B. m. brevicauda* é geralmente encontrada ao norte de 55°S²⁸⁹. Os dados históricos de caça comercial indicam que, apesar do predomínio de *B. m. brevicauda*, ambas as subespécies podem ter sido capturadas no Atlântico Sul²²⁷².

História natural

A baleia-azul é a maior das espécies de baleias, sendo as fêmeas maiores que os machos. Contudo, diferenças morfológicas podem ser observadas entre as subespécies reconhecidas. A maior baleia-azul-antártica já registrada foi uma fêmea de 33,6 m de comprimento capturada na Antártica no início do século XX. Uma fêmea de 27,6 m de comprimento, capturada próxima às Ilhas Geórgia do Sul em 1947, pesava 190 toneladas²⁴⁴⁹. Por outro lado, a maior baleia-azul-pigmeia registrada foi uma fêmea de cerca de 24,1 m de comprimento capturada pela frota baleeira japonesa²⁸⁸.

Um dos principais caracteres diagnósticos da espécie, além do tamanho corporal, é o rostro largo e em forma de “U”, com a presença de uma única crista dorsal mediana. A nadadeira dorsal é pequena, com cerca de 30 cm de altura, e está localizada no último terço do corpo. Apresenta de 64 a 100 sulcos ventrais, que se estendem além da região do umbigo. As barbatanas possuem até mais de 1 m de comprimento e apresentam uma coloração negra ou pardo-escura^{2064,2070}.

Os machos e fêmeas tornam-se sexualmente maduros aos 11 anos de idade²²⁶⁴ quando atingem, respectivamente, 22,5 m e 24 m de comprimento, embora esses parâmetros sejam diferentes entre as distintas subespécies^{285,966,2449}. No caso da baleia-azul-pigmeia, as fêmeas atingem a maturidade sexual com 19,2 m de comprimento²⁸⁸.

O tempo de gestação é de 11 a 12 meses e as fêmeas geram um filhote a cada dois ou três anos, que nasce com 6 a 7 m de comprimento²⁴⁴⁹. O tempo de geração da espécie foi estimado em 31 anos²²⁶⁴, enquanto a longevidade entre 80 a 90 anos²⁰⁶⁴.

A reprodução ocorre durante o inverno e a primavera nos trópicos e subtropicais. No entanto, no Hemisfério Sul, a localização precisa das áreas reprodutivas da espécie é ainda desconhecida. Contudo, dados de foto-identificação e genética revelaram que uma fêmea de baleia-azul avistada em diferentes anos na região sul do Chile, uma importante área de alimentação da espécie⁹⁵², havia sido previamente registrada no Arquipélago de Galápagos, no Pacífico Tropical²²⁹⁹.

No Hemisfério Sul, as baleias-azuis se alimentam predominantemente do krill-antártico, *Euphausia superba* e também de outras espécies de eufausiáceos (*E. crystallorophias*, *E. vallentini*)²⁰⁶⁴.

Uma grande proporção dos indivíduos fotografados na costa do Chile apresentava lesões de pele, incluindo aquelas similares às provocadas pelo poxvírus, *tattoo-like lesions*. Contudo, a etiologia e significado dessas lesões ainda não são conhecidos^{312,2272}.

População

A espécie foi intensamente caçada ao longo de toda sua distribuição, sendo considerada comercialmente extinta em 1960. Estima-se que mais de 300.000 baleias-azuis tenham sido caçadas no Hemisfério Sul entre 1904 e 1979, especialmente na Antártica⁴⁵². Nessa região, a mais recente estimativa do tamanho populacional de *B. m. intermedia* em 1998, foi de 2.280 indivíduos, o que representaria menos de 1% da população existente no período anterior à caça comercial^{285,2272}.

Há poucos dados sobre a espécie em águas brasileiras, mas *B. musculus* parece ter sido sempre rara na costa brasileira. A área de caça da estação baleeira de Costinha, na Paraíba, é uma das regiões de menor



densidade populacional da espécie (0,003 grupos/1.000 km, apenas três avistagens durante 46.273 horas de esforço)^{289,1893}. É importante ressaltar que diversos esforços recentes de levantamento de cetáceos na costa brasileira, não resultaram em qualquer registro de baleia-azul^{65,1832,2459}.

Não se sabe a tendência populacional da espécie na costa brasileira. Entretanto, estima-se que a população de baleia-azul-antártica esteja aumentando a uma taxa de cerca de 7 a 8% ao ano^{289,2272}.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A principal ameaça à conservação da espécie no passado foi a intensa caça comercial. Devido ao seu tamanho, a baleia-azul proporcionava um alto rendimento à atividade comercial baleeira. Apenas no verão austral de 1930/1931, 29.409 baleias-azuis foram caçadas na região antártica²⁸⁷. Nessa mesma época, cotas de capturas foram estabelecidas para a Antártica, utilizando “unidades de baleia-azul”, numa tentativa de proteger os estoques, mas essa prática mostrou-se ineficiente. A pressão da caça foi mais intensa sobre essa espécie e, em consequência, a baleia-azul quase foi extinta na década de 1960, quando passou a ser protegida pela Comissão Internacional da Baleia - CIB também no Hemisfério Sul, em 1965⁸¹¹. Mesmo após a proibição internacional de sua caça comercial, a espécie continuou sendo capturada ilegalmente pelos soviéticos até 1972¹⁴¹⁸. Desde 1904, após a abertura da caça em larga escala na Antártica, foi reportado que 362.770 baleias-azuis foram caçadas no Hemisfério Sul^{451,452}.

Atualmente, dentre as ameaças relatadas para a espécie em diferentes regiões estão a colisão com embarcações, a captura acidental em redes de pesca e a poluição química. Outra preocupação é a crescente poluição sonora dos oceanos, incluindo aquela produzida por atividades de prospecção sísmica, as quais poderiam reduzir significativamente de 29 a 40% a capacidade de comunicação das baleias-azuis. Contudo, as maiores preocupações dizem respeito aos potenciais efeitos da expansão da exploração comercial do krill na Antártica, bem como aos possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre os ecossistemas antárticos e a disponibilidade de presas²²⁷², especialmente relacionados a uma maior frequência de eventos de *El Niño* extremos previstos para as próximas décadas³⁴⁰.

Ações de conservação

Existentes

Plano de Ação Nacional para Conservação dos Grandes Cetáceos e Pinípedes¹⁸⁹⁸.

Necessárias

Espécie protegida internacionalmente desde 1965/1966 pela CIB e, no Brasil, pela Lei Federal nº 7.643/1987. A baleia-azul está listada no Anexo I da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES⁴⁵⁰ e no Apêndice I da Convenção sobre Espécies Migratórias - CMS⁴⁵⁶.

A baleia-azul, assim como as demais espécies de cetáceos, está ainda formalmente protegida em duas áreas internacionais reconhecidas pela CIB: os santuários do Oceano Índico e do Oceano Austral, estabelecidos em 1979 e 1994, respectivamente. Nestas áreas a captura comercial ou aborígine de cetáceos não é permitida⁸³³.

Neste contexto, a proposta da criação do novo Santuário de Baleias do Atlântico Sul, apresentada pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil, em conjunto com outros países, Argentina, Uruguai e África do Sul, junto à CIB¹⁰¹⁴ representa outra importante iniciativa para a conservação da espécie.

Presença em unidades de conservação

Em função do reduzido número de registros e de seus hábitos oceânicos, não existem informações a respeito da ocorrência da espécie dentro de unidades de conservação em águas brasileiras.



Pesquisas

Necessárias

- Identificação de quais formas ou subespécies de baleia-azul ocorrem no Brasil;
- Identificação das áreas preferenciais e rotas migratórias utilizadas pela espécie ao longo da costa brasileira. Nesse sentido, a utilização de sistemas de monitoramento acústico passivo tem permitido não apenas registrar a presença da espécie e seus movimentos migratórios em diferentes regiões do mundo, como também reconhecer distintas populações com base em seus parâmetros acústicos^{316,2007}.

Balaenoptera physalus (Linnaeus, 1758)

Suzana Stutz, Sarah Stutz, Jesuína Maria da Rocha & Alexandre Zerbini

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Balaenopteridae

Nome comum: Baleia-fin



Foto: Luciano Dallas Rosa

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A1ad

Justificativa

Balaenoptera physalus ocorre em todos os oceanos. As populações de baleias-fin foram exauridas pela caça comercial que ocorria em todo o mundo no século XX. Segundo a IUCN, a população global sofreu um decréscimo superior a 70% entre 1929 e 2007, período de três gerações, sendo que o maior declínio ocorreu no Hemisfério Sul¹⁸⁴⁹. No Brasil, a espécie parece sempre ter sido rara na antiga área de caça na Paraíba, porém houve exploração em Arraial do Cabo no início da década de 1960^{67,2440,2460}. Não há informações sobre as proporções de redução populacional nas águas brasileiras. Supõe-se que as baleias-fin do Brasil migrem para a Antártica, porém não se conhece as rotas de migração nem o destino dos animais. Acredita-se que a população no Brasil foi reduzida concomitantemente à redução na Antártica. A espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), segundo o critério A1ad.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1480}	EN A1ac; C1
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,686,688,689}	Pará: EN Rio de Janeiro: VU São Paulo: Ameaçada Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ¹⁸⁴⁹	EN A1d



Notas taxonômicas

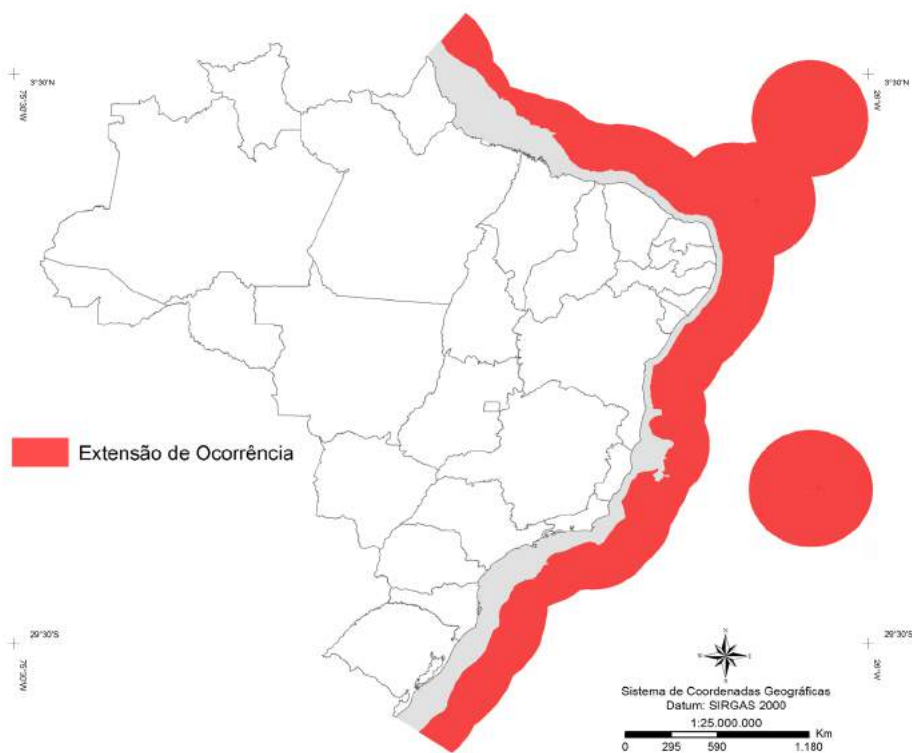
Atualmente, a Sociedade de Mamíferos Marinhos (The Society for Marine Mammalogy) reconhece três subespécies de *B. physalus*: uma no Hemisfério Norte, *B. p. physalus* (Linnaeus, 1758), uma no Hemisfério Sul, *B. p. quoyi* (Fischer, 1829), e uma subespécie pigmeia, *B. p. patachonica* (Burmeister, 1865)^{490,1028}. Entretanto, estas definições de subespécies não são amplamente aceitas¹⁰²⁸.

Distribuição geográfica

As baleias-fin são cosmopolitas e ocorrem principalmente em águas profundas, frias e temperadas, depois da quebra da plataforma continental¹⁴. Podem ser avistadas em zonas polares, temperadas e tropicais de todos os oceanos. A maioria das populações apresenta movimentos migratórios sazonais, assim como outros mysticetos, alimentando-se em regiões polares no verão e reproduzindo-se em águas tropicais no inverno. O padrão de movimentação é complexo e ainda pouco conhecido. De fato, parece haver grupos residentes em algumas áreas, como a do Golfo da Califórnia, do Mar da China Oriental, e talvez a do Mar Mediterrâneo, onde os movimentos latitudinais parecem ser limitados¹⁰²⁷.

Dados de avistagens e de capturas demonstram que, embora algumas baleias-fin ocorram em altas latitudes próximas ao continente Antártico, juntamente com as baleias-azuis, jubartes e minkes, a maior parte da população habita regiões mais ao norte durante o verão austral^{1010,1443}.

As baleias-fin não são comuns no litoral do nordeste brasileiro. Apenas nove avistagens foram registradas entre 1980 e 1986²⁴⁶⁰, e apenas três indivíduos foram capturados a partir da Estação baleeira de Costinha (PB), em 48 anos de atividade²⁴⁴⁰. As capturas de baleia-fin foram mais numerosas em regiões mais ao sul; um total de 84 animais foram capturados em apenas quatro anos de operações na Estação de Cabo Frio (RJ)²⁴⁴⁰. Ainda assim, eram menos frequentes que outras espécies de balenopterídeos. Entre os anos de 1998 e 2001, nenhum indivíduo foi avistado durante os cruzeiros de avistagem realizados em uma antiga área de caça comercial do nordeste brasileiro⁶⁷. Registros de encalhes de baleia-fin na costa do Brasil existem para os estados do RS, SC, SP, BA, SE e PA^{2040,2096,2097,2460}.





História natural

A baleia-fin não apresenta dimorfismo sexual, sendo as fêmeas usualmente de 5 a 10% maiores que os machos^{14,1027}. O comprimento médio de uma baleia-fin adulta no Hemisfério Sul é de 26 m para fêmeas e 25 m para machos. A diferença de massa corporal também é expressiva entre os indivíduos adultos dos dois Hemisférios, os quais podem atingir de 40 a 50 t de peso no Norte e cerca de 60 a 80 t no Sul¹⁴. O corpo da baleia-fin é esguio, cinza escuro no dorso e nas laterais, e branco na face ventral¹¹⁴⁹. Podem ser distinguidas de outros balenopterídeos por exibirem uma coloração assimétrica na cabeça. Essa assimetria também afeta as barbatanas, sendo todas do lado esquerdo e dois terços das placas posteriores do lado direito de coloração cinza, e aquelas da região anterior da maxila direita de tonalidade branca ou amarelada¹⁴. A cabeça triangular apresenta um rostro estreito e pontiagudo, exibindo uma única crista longitudinal bem desenvolvida. A nadadeira dorsal é falcada e localiza-se a 75% do comprimento corporal, sendo mais alta do que a exibida pela baleia-azul, *B. musculus*, entretanto mais baixa do que a da baleia-sei, *B. borealis*¹⁴. O sopro respiratório das baleias-fin é cônico e vertical, podendo atingir mais de 6 m de altura¹⁷⁵⁸.

A baleia-fin é filogeneticamente relacionada com a baleia-azul, *B. musculus* e vários híbridos têm sido descritos^{90,183}. Embora a taxa de hibridação entre essas duas espécies ainda não tenha sido devidamente avaliada, ela pode estar na faixa de um híbrido para cada 100 a 500 baleias-fin¹⁴. Uma nova espécie de baleia descrita no ano de 2003, *Balaenoptera omurai* também pode estar intimamente relacionada à baleia-fin¹⁰²⁷.

As baleias-fin podem atingir até 37 km/h em deslocamento, sendo um dos mysticetos mais velozes. Quando sobem à superfície, geralmente aparecem bolhas antes da nadadeira dorsal ser exposta. Durante o mergulho, raramente expõem a nadadeira caudal - exceto em mergulhos profundos¹⁰²⁷. Mergulhos executados durante o deslocamento são menos profundos do que aqueles realizados durante o forrageio, quando podem atingir até 316 m de profundidade⁵³⁹. Mergulhos profundos e rotas convolutas são um padrão observado durante comportamentos de forrageio^{1123,1552}. Estudos de conteúdo estomacal associados a estudos de sensoriamento remoto demonstram que as baleias-fin alimentam-se principalmente em profundidades, e raramente na superfície^{539,758}. Suas presas mais comuns são o krill e copépodos, alimentando-se também de lulas pequenas e uma variedade de pequenos peixes pelágicos^{518,758,1027,2395}.

O sistema social das baleias-fin é típico de outros mysticetos, no qual grupos estáveis aparentemente são raros e os indivíduos são geralmente avistados deslocando-se sozinhos ou em grupos pequenos. As agregações são temporárias e comuns em áreas de alimentação¹⁸⁴⁵.

Grupos reprodutivos ou formados por fêmeas e filhotes não foram identificados para baleias-fin e o sistema de acasalamento é pouco conhecido¹⁸⁴⁵. Entretanto, segundo Aguilar¹⁴, a reduzida massa dos testículos pode indicar um sistema de acasalamento em que os machos competem por exclusividade com as fêmeas, evitando a competição espermática.

No Hemisfério Sul, os machos tornam-se maduros quando atingem cerca de 19 m de comprimento, quando estão com 6 e 7 anos de idade, e as fêmeas em torno de 20 m, aos 7 e 8 anos¹⁴. O período de acasalamento no Hemisfério Sul ocorre de maio a julho. A gestação dura cerca de 11 meses e o filhote nasce com cerca de 6 e 7 metros¹⁵⁶², pesando de 1 a 1,5 toneladas¹¹⁴⁸. Geralmente um filhote é produzido a cada gestação, mas gêmeos já foram reportados. O desmame ocorre em torno dos 6 e 7 meses quando o filhote já atingiu de 11 a 13 m de comprimento¹⁴.

As baleias-fin emitem vários sons de baixa frequência que podem ser detectados a uma distância de centenas de quilômetros¹⁰²⁷. Essas vocalizações repetitivas têm sido interpretadas como um comportamento de corte dos machos, similar às canções dos machos de baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*). A longevidade das baleias-fin ainda não foi precisamente determinada, mas são conhecidos casos de indivíduos que atingiram cerca de 80 a 90 anos¹⁴.

O tempo de geração é estimado em 25,9 anos²²⁶⁴. A taxa de mortalidade natural é estimada em 4%¹⁸⁴⁹.

População

A espécie foi amplamente caçada ao longo de quase toda sua distribuição e as capturas mundiais alcançaram os maiores números entre 1935 e 1970, chegando a cerca de 30.000 indivíduos por ano¹⁴. No



Hemisfério Sul, mais de 725.000 baleias-fin foram capturadas no período de 1905 a 1976¹⁸⁴⁹.

A Comissão Internacional da Baleia - CIB realizou uma série de avaliações populacionais na década de 1970¹⁸⁴⁹, mas os resultados foram questionados por uma série de potenciais problemas com os dados. Reilly e colaboradores¹⁸⁴⁹ reafirmam a necessidade de uma reanálise dos dados históricos por meio de métodos modernos e outros conhecimentos.

Estima-se que a população mundial de baleias-fin tenha diminuído cerca de 75% no período entre 1929 e 2007, passando de 400.000 para cerca de 100.000 indivíduos, embora se acredite que as populações venham se recuperando desde o final de 1970¹⁸⁴⁹. A estimativa populacional mais recente para o Hemisfério Sul – do final da década de 1990 - é de 5.500 indivíduos ao sul dos 60°S²⁸⁶. Esse número corresponde a uma subestimativa, pois a maior parte da população habita regiões mais ao norte, as quais não foram amostradas pelos cruzeiros da CIB.

Seis áreas de manejo foram definidas arbitrariamente pela CIB para as baleias-fin no Hemisfério Sul. A costa brasileira corresponde à área II, compreendida entre os meridianos de 60°W e 0° de acordo com a CIB¹⁰¹¹.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

No final do século XIX, antes do advento da moderna caça às baleias, com navios a vapor e arpões explosivos, as baleias-fin eram muito rápidas para serem capturadas por baleeiros. Contudo, as baleias-fin foram exauridas pela caça comercial de baleias em todo o mundo no século XX, constando o registro de mais de 725 mil indivíduos capturados apenas no Hemisfério Sul¹⁸⁴⁵. Dezenas de milhares de baleias-fin também foram abatidas no Hemisfério Norte¹⁰²⁷.

Atualmente, a degradação do *habitat* da espécie e diversas outras atividades antrópicas ameaçam a recuperação das baleias-fin. Dentre elas destacam-se:

- A poluição sonora dos oceanos aumentou nos últimos 50 anos, principalmente devido aos sons de baixa frequência decorrentes de atividades de navegação, de exploração do petróleo e de prospecção sísmica. Logo, espécies ameaçadas de mysticetos, entre elas a baleia-fin, podem estar em risco, visto que estes animais produzem e provavelmente percebem sons de baixa frequência⁵³⁹. Simon e colaboradores²¹⁶² encontraram uma correlação negativa entre o avanço do gelo e o canto das baleias-fin no Ártico. Os sons deixaram de ser emitidos quando o gelo cobriu as áreas costeiras. Consequentemente, uma mudança futura na condição do gelo marinho, devido ao aquecimento global, pode ser suficiente para alterar o padrão de distribuição e migração das baleias-fin próximo aos polos.
- Para algumas populações de baleias, a colisão com navios pode ser uma ameaça considerável. Um número consistente de baleias-fin encalhadas com evidências de atropelamento indica que a colisão com navios pode ser a principal causa de injúrias severas nestes mysticetos¹¹²⁵. Atualmente a CIB empreende esforços para criar um banco de dados internacional sobre os atropelamentos por navios¹⁰¹².
- A poluição química dos oceanos é uma ameaça significativa às espécies de mysticetos. Estudos ecotoxicológicos demonstram quantidades consideráveis de DDT's, PCB's e metais pesados, como Cádmio, Cobre e Zinco, em amostras de diferentes tecidos provenientes de baleias-fin encontradas em diversos locais: Mediterrâneo, Islândia e Atlântico Norte. Esses poluentes podem causar alterações em vias metabólicas importantes, inclusive no sistema imunológico dos animais^{1291,2018}.
- Todas as grandes baleias sofrem com a captura acidental em redes de pesca. Embora o grande tamanho geralmente permita-lhes escapar das redes, muitas vezes este artefato causa um processo lento e doloroso de injúrias ou até mesmo a morte desses mysticetos²⁴³⁵.

Ações de conservação

A CIB definiu os limites de captura em zero para baleias-fin do Hemisfério Sul a partir de 1976, e aprovou em 1982 a moratória à caça comercial de baleias, com vigência a partir de 1986¹⁸⁴⁹.

A espécie consta no anexo I da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES⁴⁵⁰.



O Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Grandes Cetáceos e Pinípedes¹⁸⁹⁸ tem como objetivo principal gerar conhecimento para a avaliação do status de conservação e minimizar potenciais ameaças. Entre as ações recomendadas estão a implantação de um programa de pesquisa com foco na avaliação do status de conservação das espécies, e a definição de áreas prioritárias para a conservação das mesmas.

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Pesquisas

No Brasil, não existem pesquisas direcionadas especificamente à baleia-fin, porém existem projetos de pesquisa de cetáceos em andamento na área de distribuição da espécie, incluindo águas subantárticas (Projetos Talude e Pro-Trindade/LMM-FURG, Projeto BG/Instituto Aqualie e Projeto Baleias/LMM-FURG).

Necessárias

- Investigar a estrutura populacional e padrões de distribuição;
- Estimar abundância, tendências populacionais e parâmetros demográficos, incluindo mortalidade não natural;
- Investigar impactos de origem antropogênica.

***Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864)**

Fernando César Weber Rosas, Renata Emin-Lima, Salvatore Siciliano & Paulo André de Carvalho Flores

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Delphinidae

Nomes comuns: boto-cinza, boto



Foto: Stephane Moura

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3bcde

Justificativa

Sotalia guianensis distribui-se de Honduras ao sul do Brasil, onde existem registros do Amapá a Santa Catarina. As principais ameaças à espécie são as capturas acidentais em operações de pesca, as capturas intencionais para usos diversos, a perda de *habitat* para a construção de portos, marinas e condomínios, a poluição sonora e a contaminação química. O tamanho da população de botos-cinza da baía de Guanabara, por exemplo, vem se reduzindo nas últimas décadas. Há evidência de que haverá um declínio maior que



50% em 10 anos e uma preocupação de que essa subpopulação desapareça em médio prazo. Considerando que a espécie ocorre principalmente nos ecossistemas costeiros que sofrem maior pressão antrópica, baías, enseadas e estuários, e que esta pressão tende a aumentar, o declínio observado na Baía de Guanabara pode ser projetado para outras áreas de concentração da espécie. Acredita-se que o declínio populacional no Brasil será superior a 30% em três gerações. Portanto, foi categorizada como Vulnerável (VU), segundo o critério A3bcde.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{685,688a}	Paraná: VU Santa Catarina: EN
Avaliação global ²⁰⁶⁹	DD

Outros nomes aplicados ao táxon

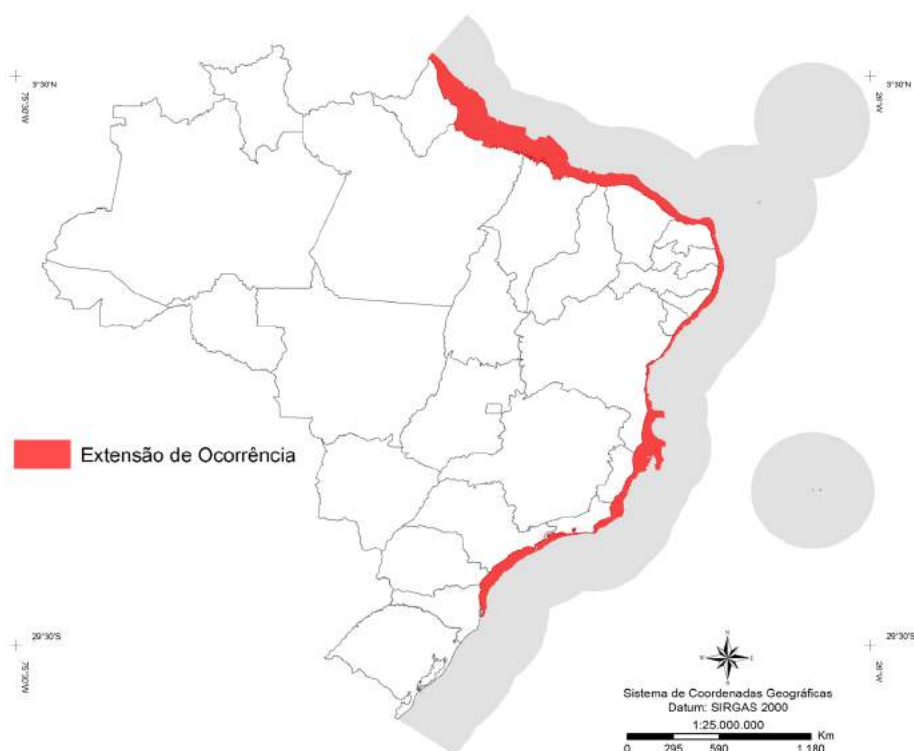
Delphinus guyanensis Van Beneden, 1868, *Sotalia brasiliensis* E. Van Beneden, 1876, *Sotalia fluviatilis guianensis* (Van Beneden, 1864), *Steno guianensis* Trouessart, 1898, *Tursio guianensis* Gray, 1866.

Notas taxonômicas

Desde meados dos anos 1800 até o presente foram descritas cinco espécies para o gênero *Sotalia*, entre elas, *Delphinus fluviatilis* Gervais, 1853, *Delphinus pallidus* Gervais, 1855, *Steno tucuxi* Gray, 1856, *Delphinus guianensis* Van Bénédén, 1864 e *Sotalia brasiliensis* E. van Bénédén, 1875. Cabrera³³⁶ propôs a validade de apenas duas, uma fluvial, *Sotalia fluviatilis* (Gervais & Deville, 1853), e outra com hábitos costeiros, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864). Posteriormente alguns autores defenderam a existência de duas subespécies: *S. fluviatilis fluviatilis* (Gervais, 1853) para espécimes de hábitos fluviais e *S. f. guianensis* (Van Bénédén, 1875) para espécimes de hábitos marinhos. Mais recentemente, Borobia *et al.*²⁶² por meio de estudos morfológicos defendeu que *Sotalia fluviatilis* (van Bénédén e Gervais, 1880), continha dois ecótipos, um marinho e um fluvial. Posteriormente, Monteiro-Filho *et al.*¹⁴⁶¹, por meio de um estudo de morfometria de crânio, sugeriram que os ecótipos pertencentes ao gênero *Sotalia*, até o momento considerado como monoespecífico, fossem elevados à categoria de espécie, *S. guianensis* para o ecótipo marinho e *S. fluviatilis* para o fluvial. Estudos baseados em morfologia craniana^{738,1461} e genética molecular^{327,559} apresentaram evidências suficientemente claras para separar as espécies do gênero *Sotalia* em *S. fluviatilis*, encontrada na bacia Amazônica, e *S. guianensis*, encontrada em águas costeiras da América do Sul e Central. Diferenças biológicas importantes, incluindo variação na atividade testicular, na polaridade de ovulação, no tempo de gestação e sazonalidade reprodutiva também corroboram os dados genéticos e morfométricos que separam as duas espécies do gênero¹⁹⁴⁶. A divergência entre as duas espécies do gênero *Sotalia* está estimada em cerca de 1 a 2,5 milhões de anos^{327,559}.

Distribuição geográfica

A espécie distribui-se pela costa atlântica desde Honduras até o Brasil, no estado de Santa Catarina⁷⁶¹. Para a costa brasileira, há registros para os estados do Amapá, Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina. A distribuição atual permanece idêntica à distribuição original da espécie.



História natural

Sotalia guianensis assemelha-se muito ao tucuxi, *S. fluviatilis* na coloração e aparência geral do corpo. Ambas as espécies apresentam uma coloração cinza, que pode variar em tonalidades de claro ao escuro, com duas faixas laterais de coloração bem mais clara que a região dorsal do corpo. O comprimento máximo registrado é de aproximadamente 2,06 m e o peso, 121 kg^{139,1946}.

Ocorre em regiões costeiras, tendo preferência por regiões protegidas como baías, estuários e enseadas, mas habita também áreas abertas^{107,535,672,754,759,761,762,1354,1965,2034,2036,2038}. Estudos indicam que a espécie geralmente ocorre até a isóbata de 20 m, porém capturas acidentais registradas a 60 milhas do litoral sul de São Paulo e em águas com 68 m de profundidade²¹⁰⁰ evidenciam a plasticidade da espécie para o uso de águas mais profundas. Desta forma, em regiões onde a plataforma continental é rasa e extensa, a espécie pode ser encontrada a vários quilômetros da costa, como é o caso do Banco de Abrolhos, na Bahia^{262,1966}.

O tempo geracional é de cerca de 16 anos²²⁶⁴. Os machos atingem a maturidade sexual aos sete anos e com aproximadamente 1,75 m de comprimento e fêmeas aos seis anos com 1,65 metros^{1829,1943,1944,1946,2037}. O tempo de gestação da espécie é cerca de 12 meses com um tempo de lactação médio de 9 meses. Os filhotes nascem com aproximadamente 90 cm de comprimento¹⁹⁴⁴. O ciclo reprodutivo da espécie é de dois anos¹⁹⁴⁶. Foi observada senilidade ovariana em algumas fêmeas com idades superiores a 25 anos¹⁹⁴⁶. A idade máxima estimada para a espécie foi de 31 anos¹⁸²⁷.

Sua dieta é composta principalmente de presas de hábito pelágico e demersal^{163,170,261,890,1358,2035,2053,2390,2453}. A largura do nicho trófico, estimada para exemplares do litoral do estado do Paraná, indicou que a espécie é especialista¹⁶⁰³.

População

Populações de *Sotalia guianensis* foram registradas de norte ao sul do Brasil, sendo as maiores agregações encontradas em baías e estuários. Não há estimativas de abundância para toda a população. Santos *et al.*²⁰⁴¹ listaram 23 trabalhos divulgados até o ano de 2010 envolvendo estimativas de abundância e densidade utilizando técnicas de transectos lineares e marcação-recaptura. Com exceção da Baía de Sepetiba (RJ) e do Complexo Estuarino de Paranaguá (PR), que concentram agregações de mais de 800



indivíduos, o restante dos estudos indicou abundâncias de poucas centenas de animais. Aproximadamente 95% dos documentos contaram com um levantamento de dados em apenas uma pequena porção da área onde o boto-cinza ocorria em cada estuário ou baía.

Não existem estimativas relacionadas ao crescimento ou declínio populacional da espécie como um todo. Entretanto, o tamanho da população de botos-cinza da baía de Guanabara vem se reduzindo nas últimas décadas^{108,109}. Há evidência de que haverá um declínio maior que 50% da população em 10 anos¹⁰⁹ (Azevedo *et al.*, dados não publicados) e uma preocupação de que essa subpopulação desapareça em médio prazo.

Estudos preliminares indicam a existência de estruturação populacional ao longo da costa brasileira, demonstrando baixa conectividade entre as subpopulações⁵⁵⁹. A única subpopulação brasileira que poderia receber migrantes de fora é a subpopulação do norte do Brasil, mas ainda não está claro se existe troca de indivíduos com a Guiana Francesa (H.A. Cunha, com. pess., 2011). Dessa forma, pode-se considerar que as subpopulações brasileiras são demograficamente independentes entre si, e em relação às estrangeiras.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças que afetam as populações de boto-cinza são as capturas acidentais em operações de pesca, as capturas intencionais para usos diversos, a perda de *habitat* para a construção de portos, marinas e condomínios, a poluição sonora e a contaminação química^{169,671,1050,1117,1124,1206,1462,1485-1488,2099} (Crespo *et al.*, dados não publicados; Meirelles *et al.*, dados não publicados). O aumento na ocorrência de doenças em algumas populações da espécie²⁹⁹, assim como a ampliação das atividades de maricultura em regiões estuarinas também são um motivo de preocupação (Crespo *et al.*, dados não publicados).

Apesar da falta de dados sobre abundância dificultar uma quantificação dos impactos nas populações de boto-cinza, o aumento de registros de mortes mostra que os impactos estão afetando sensivelmente tais populações. Por exemplo, na Baía de Sepetiba uma subestimativa baseada em recolhimento de carcaças mostra uma alta mortalidade de adultos reprodutivos que, segundo a CIB, poderá levar a uma diminuição da população (L. Flach. obs. pess. & A.F. Azevedo, com. pess., 2011). Embora ainda não existam estimativas populacionais para outras áreas, pode-se supor que a situação seja semelhante em outras áreas, o que sugere um declínio populacional para a espécie.

Segundo dados da Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste - REMANE entre 2000 e 2009, entre os estados da Bahia e Piauí, foram recolhidos 612 carcaças, 45% adultos (J.Silva-Jr, com. pess., 2011). O percentual de adultos recolhidos foi de 55% do total de carcaças no norte do Rio de Janeiro, entre 1999 e 2010 (n = 118; Siciliano, com. pess., 2011) e nas Baías de Marajó e Marapanim, no Pará, entre 2006 e 2010 (n = 155²¹⁷⁰). Acredita-se que o número de capturas acidentais inferidos pelos registros de encalhes está subestimado.

Existem registros de captura acidental em redes de pesca ao longo da costa brasileira^{169,2099}, em especial no litoral norte do Brasil, na costa do Amapá e do Pará, embora não existam estatísticas nem monitoramentos sistemáticos destas capturas¹²⁹⁸. Na costa do Amapá, apenas um barco de pesca, monitorado por 11 meses, capturou 166 indivíduos, sendo 58% machos maduros e 38% fêmeas maduras, média de 5,3 botos por lance de pesca⁶⁷¹. Monitoramentos semelhantes no Rio de Janeiro registraram entre 16 e 100 capturas de boto-cinza por ano^{171,1206}. No litoral do Paraná o monitoramento indicou uma taxa de captura acidental de 22 indivíduos por ano¹⁹⁵⁴ e no litoral de São Paulo ao Paraná foram 15 capturas em 35 meses²¹⁰⁰.

Algumas partes dos exemplares do boto-cinza capturados incidental ou intencionalmente podem ser utilizadas como amuletos, como as genitália e olhos, adornos, como os dentes, isca para pesca de tubarões, carne e gordura, ou para consumo humano, carne, por algumas comunidades^{168,169,262,1356,2099,2303}. Estudos genéticos realizados com amuletos vendidos em mercados da região norte do país, Amazonas, Pará e Rondônia, indicaram que a maioria das amostras estudadas era de *S. guianensis*, e não de boto-vermelho, *Inia geoffrensis*, como informado nos mercados^{560,856,2094}. Isto mostra que existe um mercado



direcionado para a espécie na região norte, e que esforços de fiscalização devem ser realizados no estuário do Amazonas e região costeira do Pará e Amapá. Em 2007, foram exibidas imagens em rede nacional da morte de mais de 80 botos-cinza na costa do Amapá, capturados em uma única rede de pesca e vendidos ainda em alto mar, após a retirada dos olhos. A carne seria utilizada como isca pelos pescadores.

A destruição e degradação do *habitat* do boto-cinza têm aumentado, principalmente em baías, estuários e enseadas. Em muitas áreas onde a espécie ocorre, foram instalados portos e grandes empreendimentos industriais e a qualidade do ambiente tem declinado. Altas concentrações de DDTs e PCBs foram encontradas em botos-cinza do sudeste e sul do Brasil, indicando altos graus de contaminação dos ambientes^{632,1050,1124,1141, 2450}.

Ações de conservação

A espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Pequenos Cetáceos^{982c} e listada no Apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES⁴⁵⁰.

Apesar da espécie estar inserida nos limites de várias UCs e do desenvolvimento de pesquisas enfocando diversos aspectos da sua biologia e ecologia, existe a necessidade do desenvolvimento de ações práticas e efetivas para a conservação de *S. guianensis*. São necessárias ações de educação ambiental de longo prazo em comunidades pesqueiras onde registra-se capturas intencionais ou uso de partes de animais capturados acidentalmente. Além disso, é necessário o uso de artes de pesca ou de equipamentos que diminuam as capturas acidentais, como redes de náilon impregnado com sulfato de bário e alarmes acústicos. É importante também a identificação de áreas críticas de captura da espécie, para futuras propostas de criação de unidades de conservação.

Presença em unidades de conservação

Schiavetti e Alarcon²⁰⁵⁰ identificaram a existência de 62 UCs na área de ocorrência de *Sotalia guianensis* no nordeste do Brasil. Além destas, existem outras 100 ao longo da costa, abrangendo biomas marinhos e/ou costeiros. A espécie ocorre em um número expressivo de UCs ao longo da costa brasileira. No entanto, a maioria delas é de uso sustentável e não prevê ações específicas para a conservação da espécie no plano de manejo; algumas sequer possuem plano de manejo. Desta forma, o simples fato de estar contida dentro de uma UC não significa necessariamente que a espécie esteja protegida. Apenas a APA de Anhatomirim (SC) e a REFAU Tibau do Sul (RN) tem dentre os objetivos de sua criação a proteção ao boto-cinza.

Amapá: REBIO do Parazinho, ESEC Maracá-Jipioca, PARNA do Cabo Orange, REBIO do Lago Piratuba, RESEX Rio Cajari;

Amapá/Pará: ESEC do Jarí;

Pará: APA do Arquipélago de Marajó, APA Algodual/Maiandeua, RDS Itatupã-Baquiá, RESEX Marinha de Soure, RESEX Mãe Grande de Curuçá, RESEX Gurupi-Piriá, RESEX Marinha de Caeté-Taperaçu, RESEX Marinha de Tracuateua, RESEX Maracanã, RESEX Chocoaré-Mato Grosso, RESEX Terra Grande Pracuúba, RESEX Araí Peroba;

Maranhão: APA da Foz do Rio Preguiças - Pequenos Lençóis, APA das Reentrâncias Maranhenses, APA Baixada Ocidental Maranhense/Ilha dos Caranguejos, RESEX Cururupu, PARNA Lençóis Maranhenses;

Maranhão/Piauí: RESEX Delta do Parnaíba;

Maranhão/Piauí/Ceará: APA Delta do Parnaíba;

Ceará: APA de Balbino, APA da Praia de Maceió, APA do Manguezal da Barra Grande, APA de Ponta Grossa, APA do Estuário do Rio Curu, APA do Estuário do Rio Ceará, APA do Estuário do Rio Mundaú, MN das Falésias de Beberibe, APA do Rio Pacoti, PE Marinho da Pedra da Risca do Meio, PARNA de Jericoacoara, RESEX Batoque, RESEX Prainha do Canto Verde;

Rio Grande do Norte: REFAU Tibau do Sul, RDS Ponta do Tubarão, APA dos Recifes de Corais, PE Marinho de Areia Vermelha;



Paraíba: PM da Barra do Rio Camaratuba, APA Estadual de Tambaba, APA Barra de Mamanguape, ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape;

Pernambuco: APA de Guadalupe, APA Estuarino de Sirinhaém, APA Estuarino do Rio Jaguaribe, APA Estuarino do Canal de Santa Cruz, APA do Estuário dos Rios Sirinhaém e Maracaípe, APA Estuarino do Rio Timbó, APA Estuarino Rio Formoso, APA do Rio Paratibe, APA do Rio Capibaribe, RESEX Acaú-Goiana;

Alagoas/Pernambuco: APA Costa dos Corais;

Alagoas: PM Marinho de Paripueira, APA de Marituba do Peixe, APA Santa Rita, RESEX Lagoa do Jequiá, APA de Piaçabuçu, ESEC da Foz do Rio São Francisco;

Sergipe: APA do Litoral Norte, APA Litoral Sul;

Bahia: APA Municipal da Península de Maraú, APA Municipal dos Recifes das Pinaúnas, APA Municipal da Costa Dourada, PM Marinho Recife de Fora, APA Estadual Mangue Seco, APA Estadual do Litoral Norte, APA das Lagoa e Dunas de Abaeté, APA das Lagoas de Guarajuba, APA do Rio Capivara, APA da Plataforma Continental Litoral Norte, APA da Baía de Todos os Santos, APA Estadual do Guaibim, APA Estadual Tinaré-Boipeba, APA Estadual do Pratagi, APA Estadual da Baía de Camamú, APA Estadual Itacaré-Serra, APA da Lagoa Encantada e Rio Almada, APA Estadual Santo Antonio, APA Estadual da Coroa Vermelha, APA Estadual Caraíva-Trancoso, APA Estadual Ponta da Baleia-Abrolhos, RESEX Marinha da Baía de Iguape, RESEX de Canavieiras, RESEX Marinha do Corumbau, PARNA Marinho de Abrolhos, RESEX de Cassurubá;

Espírito Santo: ESEC da Barra Nova, APA da Ilha do Frade, PM Morro da Mantegueira, MN Morro do Penedo, PM Morro da Pescaria, PE de Itaúnas, APA de Conceição da Barra, APA da Praia Mole, PE Paulo César Vinha, APA da Lagoa de Guanandy, PE Ilha das Flores, APA de Setiba, REBIO de Comboios;

Rio de Janeiro: APA do Pau Brasil, Reserva Ecológica de Massambaba, APA de Massambaba, APA de Maricá, APA de Mangaratiba, REBIO Ilha Grande, PE da Ilha Grande, REBIO da Praia do Sul, PE Marinho do Aventureiro, APA de Tamoios, REBIO de Guaratiba, PARNA da Restinga de Jurubatiba, RESEX Arraial do Cabo, APA de Guapimirim, ESEC de Guanabara, MN Ilha das Cagarras, ESEC de Tamoios, APA de Cairuçu;

São Paulo: PE da Ilha do Cardoso, ESEC do Bananal, PE Ilha do Anchieta, PE de Ilhabela, APA Marinha do Litoral Norte, APA Marinha do Litoral Centro, APA Marinha do Litoral Sul, PE Marinho da Lage de Santos, PE Xixová-Japuí, ESEC Chauás, ESEC de Tupinambás, ESEC de Tupiniquins, APA de Iguape-Cananeia-Peruíbe, ARIE Ilha Queimada Grande e Queimada Pequena, ARIE Ilha do Ameixal;

Paraná: PARNA do Superagui, APA Estadual de Guaraqueçaba, APA Estadual de Guaratuba, Parque Natural Municipal da Bacia do Rio Perequê, ESEC Ilha do Mel, ESEC de Guaraguaçu;

Santa Catarina: PM da Lagoa do Peri, PM da Lagoinha Leste, APA do Entorno Costeiro, PM de Galheta, ARIE Costeira de Zimbros, PM do Morro do Macaco, PE da Serra do Tabuleiro, PE do Rio Vermelho, REBIO Marinha do Arvoredo, APA de Anhatomirim, RESEX de Pirajubaé, ESEC de Carijós.

Pesquisas

Em águas brasileiras o boto-cinza vem sendo estudado de maneira sistematizada desde a década de 1980. Por ser uma espécie de cetáceo costeira e muito comum ao longo da costa entre Santa Catarina e Amapá, nos últimos 30 anos passou a ser o foco principal dos estudos com mamíferos marinhos no litoral brasileiro. Os projetos em desenvolvimento estudam história natural, aspectos ecológicos como tamanho e composição de grupos, uso de área, estimativas de abundância e comportamento. Em alguns setores da costa brasileira há estudos moleculares.

Necessárias

- Mapear, detalhadamente, a distribuição do boto-cinza pela costa brasileira;
- Estimar tamanhos populacionais nas principais áreas de ocorrência;
- Definir os estoques populacionais com base em técnicas moleculares, assim como de outras ferramentas



auxiliares;

- Identificar parâmetros reprodutivos em outras áreas da distribuição da espécie além do sudeste e sul do Brasil;
- Padronizar a metodologia de coleta e análise de dados comportamentais;
- Identificar impactos de natureza antrópica e o grau de ameaça de cada fonte;
- Estimar CPUEs para todas as regiões de ocorrência da espécie.

Inia geoffrensis (de Blainville, 1817)

Vera M.F. da Silva, Waleska Gravena, Sannie Brum, Nivia A.S. do Carmo & Anthony Martin

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Iniidae

Nomes comuns: boto-vermelho, boto, boto-cor-de-rosa



Foto: Marcelo Vidal

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A3cde

Justificativa

Inia geoffrensis é endêmica dos rios da bacia Amazônica, onde sempre foi abundante e amplamente distribuída. Os golfinhos fluviais encontram-se entre as espécies mais ameaçadas de extinção em função do conflito pelo uso dos recursos hídricos e ictiológicos. Desde o início dos anos 2000, passou a sofrer ameaça direta por ser utilizada como isca na pesca de piracatinga. Inicialmente, essa captura ocorria apenas no alto e médio Amazonas/Solimões, mas existem registros recentes de expansão da captura. Monitoramentos da população de botos na Amazônia central confirmam que essa captura não é sustentável. Além disso, a construção de centenas de hidrelétricas na região, que já estão planejadas, provocará uma redução na disponibilidade de recursos alimentares e uma drástica alteração e fragmentação do *habitat*, com consequente isolamento populacional. A morte de milhares de indivíduos tem ocorrido por captura direta por pescadores e acidental em redes de pesca, durante secas extremas na região e com registros de encalhes. O aumento das taxas de desmatamento e ocupação humana ao longo das margens dos rios pode afetar diretamente a espécie que está fortemente associada a este ambiente. Considerando essas ameaças, principalmente a construção de hidrelétricas futuras, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 50% nas próximas três gerações ou cerca de 31 anos. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), segundo o critério A3cde.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	NT
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação e novas ou melhores informações disponíveis
Avaliações estaduais	Não consta
Avaliação global ¹⁸⁴³	DD

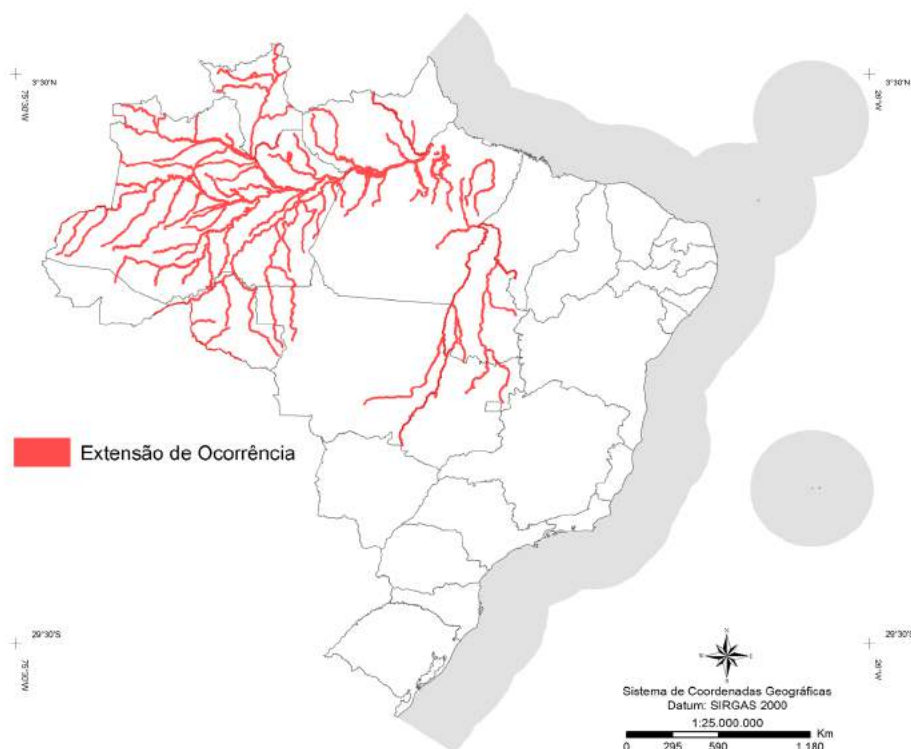
Notas taxonômicas

Até recentemente, a classificação mais utilizada incluía três subespécies: *Inia geoffrensis boliviensis* na bacia dos rios Beni-Mamoré na Bolívia e no Brasil acima das cachoeiras do rio Madeira; *Inia geoffrensis geoffrensis* na bacia do rio Amazonas no Brasil, Colômbia, Peru e Equador e *Inia geoffrensis humboldtiana* na bacia do rio Orinoco^{198,1875}. Estudos morfológicos e genéticos^{124,855,893,943,951,2142}, sugeriram nova divisão do gênero *Inia* em três espécies e duas subespécies de acordo com sua distribuição geográfica: *Inia geoffrensis geoffrensis*, distribuída na bacia do rio Amazonas; *Inia geoffrensis humboldtiana*, na bacia do rio Orinoco; *Inia boliviensis*, encontrada na bacia dos rios Beni-Mamoré e em praticamente toda a extensão do rio Madeira; e a mais recentemente descoberta, *Inia araguaiaensis*, distribuída na bacia dos rios Tocantins-Araguaia.

Distribuição geográfica

No Brasil, *Inia geoffrensis* ocorre nos principais rios, seus tributários e lagos da bacia Amazônica, por exemplo, os rios: Negro, Solimões, Japurá, Purus, Juruá, Madeira, abrangendo os estados da Amazônia Legal AM, AC, RO, RR, PA e AP, e da bacia dos rios Araguaia-Tocantins, rios Araguaia, das Mortes, Javaés, Tocantins, em GO, MT, TO e PA.

A distribuição da espécie é limitada por corredeiras e cachoeiras existentes na borda do escudo brasileiro e das guianas, por canais muito estreitos e rasos, e por águas muito frias de pequenos tributários próximo aos Andes. Como exemplo de barreiras destacam-se as corredeiras do baixo rio Xingu, Belo Monte, do médio Tapajós, Sto. Antônio do Tapajós, a cachoeira de Teotônio no rio Madeira agora alagada





pelo reservatório da UHE de Santo Antônio e as cachoeiras do alto rio Negro^{196,197,855,2140,2145} entre outras. Entre as principais barreiras que podem separar as populações do Amazonas e do Orinoco no alto rio Negro, além das cachoeiras acima de São Gabriel é o canal Cassiquiare^{196,197,1336,1745}. De forma geral, a distribuição da espécie é bem conhecida. Porém, mais detalhes de locais de ocorrência, especialmente próximo às áreas de limitações geográficas e em diversos tributários ainda precisam ser registrados²¹⁴⁰. Populações de *Inia* foram fragmentadas por barragens para construção de usinas hidrelétricas no rio Tocantins, UHE Tucuruí, UHE Lajeado, UHE Peixe e UHE Serra da Mesa, no rio Madeira, UHE Jirau e UHE Santo Antônio e no rio Uatumã, UHE Balbina. Essa fragmentação pode, a médio e longo prazo, contribuir para o empobrecimento genético e na redução da área de distribuição das espécies. *Inia geoffrensis* foi registrada associada a faixas de manguezais na costa leste da Ilha de Marajó (PA), no rio Maracá e Cassiporé no estado do Amapá²⁰⁹⁶.

História natural

O boto-vermelho é o maior dos golfinhos de rio. Apresenta acentuado dimorfismo sexual com machos adultos bem maiores e mais robustos do que as fêmeas, com máximo de 2,55 m de comprimento corporal e 200 kg de peso. Fêmeas chegam a medir 2,25 m de comprimento e pesar 155 quilos¹²⁹⁵. Seu corpo é robusto, hidrodinâmico e bastante flexível quando comparado a outros golfinhos. As sete vértebras cervicais não-fusionadas permitem o movimento da cabeça em todas as direções e o espaço intervertebral proporciona grande flexibilidade corporal. A cabeça é relativamente grande e robusta, e o melão pequeno, que se contrai por ação muscular; o rostró é longo com cerdas curtas e esparsas. Os olhos são pequenos, mas possuem boa acuidade visual tanto dentro quanto fora da água. A nadadeira caudal é larga e possante, e as nadadeiras peitorais são grandes, largas e espessas. A nadadeira dorsal é longa e baixa, similar a uma quilha de barco²¹⁴⁰.

Possui dois tipos de dentes: 10 pares de dentes posteriores do tipo molariformes, e 18 pares anteriores cônicos e grandes, totalizando 28 dentes por hemimandíbula¹⁹⁸. A coloração varia de cinza-escuro a rosa brilhante, dependendo da idade e do sexo do animal. Fetos e filhotes são cinza-escuros, mas em geral, machos adultos e sexualmente ativos são muito mais rosados devido a uma intensa despigmentação causada por abrasão e cicatrizes, resultantes de confrontos intraespecíficos. A região ventral é mais clara que a dorsal, mas não existe uma linha definida separando essas regiões do corpo¹²⁹⁵.

Muitos trabalhos de filogenia têm sido realizados para tentar descobrir qual a posição taxonômica da superfamília Platanistoidea, a qual inclui a família Iniidae e outras três famílias de golfinhos de rio, no entanto existem grandes divergências^{893,1420,1539}. Alguns autores encontraram resultados similares que foram corroborados por diferentes marcadores moleculares. Estes resultados mostram que as famílias Iniidae e Pontoporiidae, que são as duas famílias de golfinhos de rio da América do Sul, formam um grupo relacionado geneticamente e, irmão da superfamília Delphinoidae^{396,893,1297,1326}.

Com relação a trabalhos de filogeografia e genética populacional em botos da família Iniidae, pouco tem sido feito. Banguera-Hinestroza *et al.*¹²⁴ observaram uma distinção no genoma mitocondrial dos botos das bacias dos rios Beni e Mamoré na Bolívia e da Amazônia central. A análise da região controle mitocondrial mostrou que não existem haplótipos compartilhados entre os botos das bacias Amazônicas e dos rios da Bolívia, e que existe um considerável nível de diversidade genética entre essas populações, propondo a existência de duas diferentes unidades evolutivas.

Hollatz⁹⁴² analisando seqüências de região controle e citocromo b de 43 animais da Amazônia Central e as seqüências geradas por Banguera-Hinestroza *et al.*¹²⁴ observou a existência de três clusters geográficos distintos, sendo que os animais da Amazônia Boliviana se mostraram monofiléticos, corroborando com os resultados obtidos por Banguera-Hinestroza *et al.*¹²⁴. A partir dos resultados de análises microsatélites, foi possível observar que existe intenso fluxo gênico entre as populações de Tefé e Mamirauá no Médio Amazonas e, que as mesmas populações podem ter passado por um declínio populacional.

Estudos de parentesco em agregações de botos que recebem alimentação das mãos de turistas no baixo rio Negro, revelaram que as agregações analisadas, de Novo Airão e Furo do Ariáú, são formadas



exclusivamente por indivíduos machos, e que o nível de parentesco entre eles é muito baixo, revelando que os animais formam este tipo de agregação exclusivamente para alimentação artificial⁸⁵⁸.

Hrbek *et al.*⁹⁵¹ utilizaram amostras de botos de três bacias distintas e verificaram que existem diferenças significativas entre as populações de cada uma delas; e descreveram uma nova espécie de boto, *Inia araguaiaensis*, com ocorrência na bacia dos rios Tocantins-Araguaia. Além de diferenças morfológicas, também observaram que não há compartilhamento de haplótipos mitocondriais e nem de alelos nucleares entre as populações dos rios Solimões e Guaporé-Mamoré evidenciando que existem diferenças significativas entre *I. geoffrensis* e *I. boliviensis*.

Gravena *et al.*⁸⁵⁵ utilizando 125 amostras de botos coletados ao longo dos rios Guaporé, Mamoré e Madeira, testaram se a sequência de 18 corredoiras que existiam entre as localidades de Guajará-Mirim e Porto Velho, antes da construção das UHE, eram barreira à distribuição de *I. geoffrensis* e *I. boliviensis*. Utilizando apenas sequências de regiões mitocondriais verificaram que o boto-da-bolívia não era restrito a região acima das corredoiras, e que o fluxo gênico entre essas populações era unidirecional, sempre no sentido jusante. Só foram encontrados haplótipos de *I. geoffrensis* abaixo da cidade de Borba, cerca de 160 km próximo da foz do rio Madeira.

Subsequentemente, Gravena *et al.*⁸⁵⁷ utilizando também marcadores nucleares e amostras das localidades entre corredoiras do rio Madeira, observaram que a Cachoeira do Teotônio, maior barreira geográfica da região, funcionava sim como barreira para os botos limitando o fluxo gênico da população a jusante com a população a montante. O sentido do fluxo gênico entre as populações se manteve unidirecional, no entanto, foi observado que as populações entre as corredoiras eram mais residentes e possuíam alelos exclusivos dessas localidades, podendo ser consideradas unidades de manejo diferenciadas. Além disso, observaram que abaixo da cachoeira de Teotônio os botos possuíam a maioria dos alelos nucleares provenientes de *I. geoffrensis*, enquanto que o DNA mitocondrial desses indivíduos era proveniente de *I. boliviensis*, caracterizando dessa forma uma zona híbrida entre essas espécies. Mais estudos estão sendo realizados para caracterizar essa população.

Estudo citogenético com base em quatro espécimes de *Inia geoffrensis* provenientes do rio Amazonas, descreveram um número diplóide de 44 cromossomos para a espécie. Nesse estudo foram observados cinco grupos cromossômicos: 1) cinco pares sub-telocêntricos, 2) cinco pares submetacêntricos, 3) seis pares metacêntricos, 4) cinco pares telocêntricos; o cromossomo X é submetacêntrico e o Y distintamente menor do que os autossomos¹¹¹⁶.

Mais recentemente, estudos citogenéticos confirmaram o número diplóide de 44 cromossomos para a espécie, também com cinco grupos cromossômicos, mas com diferente estruturação (12m+16sm+6st+8t+XX/XY) e NF = 76. Verificou-se ineditamente, que a região organizadora do nucléolo está localizada em único sítio, no braço curto do par 14sm e que a heterocromatina se distribuiu terminalmente nos pares metacêntricos, submetacêntricos, subtelocêntricos e na região pericentromérica dos telocêntricos. Blocos intersticiais foram observados em alguns pares submetacêntricos e subtelocêntricos, com a presença de polimorfismo no par 9sm^{236,237}.

O boto-vermelho ocorre em uma ampla variedade de *habitat*. Estudos na Amazônia central revelaram que a densidade de botos variou entre sete diferentes *habitat* avaliados, de 0,4 botos/km em bancos de areia e margens de igapó a 3,9 em encontro de águas, um fator de 1 a 10 entre os *habitat* mais e menos favorecidos. Os outros quatro *habitat* restantes- praia, vegetação flutuante, confluências e baías – tiveram de modo geral, densidade muito similares de 0,9-1,0 botos/km linear¹²⁹⁴. É uma espécie fortemente associada às margens dos corpos de água, ocorrendo em maior densidade na faixa marginal de 50 metros¹²⁹³.

É um animal de hábitos mais solitários, embora grandes agregações em ressacas e encontro de águas sejam frequentes. Resultados de levantamentos na Amazônia central mostraram que 99% dos grupos de botos avistado eram de um a quatro indivíduos¹²⁹⁴. É a única espécie de mamífero aquático a apresentar *display* sócio-sexual, onde machos adultos utilizam objetos como galhos, paus, barro entre outros, para cortejar a fêmea¹²⁹².

O tempo de gestação é estimado em 11 meses, com um filhote por gestação, que nasce com cerca



de 85 cm e 13 kg. O tempo de lactação é estimado em 2 e 3 anos. No final do segundo ano, a fêmea volta a entrar em estro. O intervalo de nascimento é de 3 anos²¹⁴⁰. Os machos atingem a maturidade sexual mais tardiamente do que as fêmeas, aos 8 e 10 anos quando atingem o comprimento de 190 cm. As fêmeas começam a se reproduzir a partir dos 7-8 anos de idade, com 170 a 180 cm de comprimento corporal^{198,1295}.

Predominantemente piscívoro, alimenta-se de mais de 50 diferentes espécies de peixes, principalmente Siluriformes, Sciaenidae, e Characiformes²¹⁴². Existe um registro de ingestão de uma pequena tartaruga²¹³⁴ e o de um caranguejo¹⁹⁷.

Estimativas de idade usando as camadas de crescimento na dentina (GLG) revelaram que o boto-vermelho pode viver 45 anos²¹⁴³. Um exemplar macho viveu em cativeiro na Alemanha durante 52 anos no Duisburg Zoo. Estudos de marcação e recaptura do Projeto Boto na RDS Mamirauá mostraram que botos adultos com mais de 10 anos de idade, capturados e marcados em 1994 ainda estão ativos e vivendo na mesma área, com idades estimadas acima de 30 anos.

População

Existem estimativas populacionais para várias partes da área de distribuição do boto. No entanto, as comparações entre esses estudos nem sempre são aplicáveis, já que, na maioria, não há padronização da metodologia empregada, impedindo inferência real do tamanho populacional da espécie^{80,1150,2140}. As principais estimativas de densidade e abundância para a espécie foram realizadas na Amazônia colombiana, rios Amazonas²³⁷⁸ e Amazônia brasileira, rio Solimões¹²⁹³, rio Amazonas¹²⁵². O boto-vermelho ocorre em maior densidade próximo às margens dos rios e em confluências de tributários com o rio principal. A densidade varia muito entre os diferentes rios e bacias; por exemplo, Magnusson *et al.*¹²⁵² encontraram a densidade de 0,19 botos/km linear, sendo esta considerada baixa. Altas densidades com variação de 2,0 a 4,8 botos/km² foram registradas no rio Amazonas na divisa da Colômbia, Peru e Brasil²³⁷⁸. No Brasil, as maiores densidades, com média de 3,7 botos/km², foram registrada na região do médio rios Solimões e Japurá¹²⁹³.

A população de botos no médio Amazonas pode ser estruturada em sistemas de lagos de áreas alagadas com intensa movimentação entre esses sistemas e o rio principal. Para uma área de 11.240 km², abrangendo cerca de 10% a 18% de *habitat* de várzea no Brasil, estimou-se uma abundância de 13.000 botos¹²⁹⁴. Não existem trabalhos sobre tendências populacionais para a espécie, e o estado populacional de *Inia geoffrensis* é desconhecido.

As fortes ameaças sobre a espécie, no entanto, especialmente a caça intencional, pode estar provocando o declínio de populações em várias áreas de sua distribuição^{2138,2140}. A fragmentação populacional causada pela construção de usinas hidrelétricas em vários rios na sua área de distribuição com o planejamento de vários barramentos com o mesmo propósito é outra grande ameaça.

As populações de boto-vermelho dos rios da bacia Araguaia e Tocantins estão atualmente geograficamente isoladas das populações da bacia Amazônica pela usina hidrelétrica de Tucuruí. Outras hidrelétricas construídas ao longo do rio Tocantins como Lajeado, Peixe, Serra da Mesa fragmentaram as populações daqueles rios, da mesma forma que a UHE Jirau e Santo Antônio estão isolando populações no rio Madeira.

A única estimativa de redução de população do boto-vermelho foi feita para a população de botos que ocorre na RDS Municipal entre os rios Japurá e Solimões, que vem sofrendo redução de cerca de 10% ao ano. A causa específica dessa redução é a captura direcionada do boto para uso de sua carcaça como isca na pesca da piracatinga, *Calophysus macropterus*²¹³⁹. Essa captura direta do boto-vermelho ocorre desde Tabatinga, na fronteira do Brasil com a Colômbia e Peru, até abaixo de Manaus, incluindo a região de Manacapuru, rio Purus, e no rio Tapajós, próximo a Santarém, no Pará. Muito da captura de piracatinga na Amazônia central não é desembarcada, mas exportada diretamente para a Colômbia sem controle. Hoje esse peixe é distribuído em mercados e supermercados da cidade de Manaus e de outras capitais do Brasil com diferente nome.

As estimativas do volume de captura de boto na região foram feitas com base no volume de dados



de desembarque de piracatinga na cidade de Tefé. O maior frigorífico da cidade recebeu somente em 2005 aproximadamente 72 toneladas de piracatinga. Nessa área existem outros nove frigoríficos de menor porte, totalizando um volume estimado de cerca de 650 toneladas desse peixe. Assumindo que um total de 1.000 t de piracatinga foi capturada e que a carcaça de um boto médio captura 300 kg de peixe, considerando ainda que somente a metade desse volume de peixes foi capturado usando isca de boto, estimamos que cerca de 1.650 botos foram mortos naquele ano próximo a cidade de Tefé. Muitas comunidades e cidades hoje na Amazônia estão pescando e comercializando a piracatinga, sugerindo que a escala de matança de botos é muito grande. Com base nessa evidência, essa prática não é sustentável. O impacto da captura de botos sobre a população estudada foi testada utilizando levantamentos visuais na RDS Mamirauá. Contagens mínimas foram efetuadas entre 1994 e 2007. Nenhuma tendência de declínio foi verificada até o ano de 2000, mas subsequente o número médio de botos começou a declinar a uma taxa média de 10% ao ano ($R^2 = 0,15$, $p < 0,001$)²¹³⁸.

A maior população do boto-vermelho, em função da maior área geográfica da bacia Amazônica se encontrar no Brasil, é em território Brasileiro. Com exceção talvez dos botos no Alto rio Madeira, que podem receber aporte populacional dos rios da bacia Beni-Mamoré, todas as outras populações não dependem de aportes de indivíduos de fora do Brasil e a contribuição relativa de populações estrangeiras é mínima ou inexistente. Não existe nenhuma expectativa de evidências de que essa contribuição seja alterada ou de declínio de populações no Brasil devido a modificações ocorridas em populações de fora do país.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A poluição, a fragmentação e modificação de *habitat* devido à construção de usinas hidrelétricas além da degradação ambiental com o assoreamento dos rios, são ameaças indiretas que podem prejudicar a manutenção das populações da espécie. De acordo com levantamentos das potencialidades da região Amazônica existem aproximadamente 304 barragens projetadas para a região. Destas, 46 já existem e 258 estão inventariadas para os rios nos estados do Amazonas, Tocantins e Amapá²²²⁸. Outras atividades antrópicas, como mineração, poluição por hidrocarbonetos, metais pesados e organoclorados²²⁹⁸ podem comprometer a qualidade dos ambientes aquáticos^{2136,2140}. Essas ameaças ocorrem de forma generalizada na maioria das áreas de distribuição da espécie, exceto em áreas com baixa ocupação humana ou em áreas de unidades de conservação.

Na última década, a exploração direta do boto-vermelho para o uso como isca na pesca do bagre piracatinga, *Calophysus macropterus* provocou um aumento acentuado na mortalidade dessa espécie na Amazônia²¹⁴⁰. Em outras áreas, como por exemplo no rio Araguaia a espécie é morta intencionalmente por interferir com a pesca esportiva⁸⁰.

Além da captura direta, um grande número de indivíduos morre anualmente devido às capturas acidentais em redes de pesca. Apesar do reconhecimento dessas ameaças pouco se tem feito para quantificar de forma absoluta ou relativa, os níveis de impactos sobre essa espécie²¹⁴⁰.

Em várias localidades no estado do Amazonas, os botos são atraídos e utilizados como atração turística.

Ações de conservação

Existentes

Plano de Ação Nacional para a Conservação de Pequenos Cetáceos^{982c}.

Necessárias

A espécie é listada no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES⁴⁵⁰.

Várias medidas de conservação para a espécie são recomendadas, tais como a conservação de *habitat* aquáticos ligados as margens, a regulamentação e ordenação das atividades de turismo e fiscalização das



atividades pesqueiras^{1933,1934,2140}. Propostas específicas como fiscalização da pesca e da comercialização da piracatinga são altamente recomendadas. Na região do rio Araguaia torna-se necessário a regulamentação, ordenamento e fiscalização mais efetiva das atividades turísticas e de pesca⁷⁹.

Presença em unidades de conservação

Acre: PARNA da Serra do Divisor, ESEC do Rio Acre;

Roraima: ESEC de Maracá, FLONA Rio Branco, ESEC de Caracaraí, PARNA do Viruá;

Amazonas: PARNA do Jaú, REBIO do Abufari, REBIO Uatumã, PARNA Anavilhanas, ESEC Juami-Japurá, ESEC Jutai-Solimões, PE Nhamundá, PE Serra do Aracá, PE Rio Negro, RESEX Auati-paraná, RDS Mamirauá, RDS Amanã, RDS Piagaçu-Purus, RDS do Lago Tupé, APA Lago Ayapuá, APA Parintins-Nhamundá, APA Margem direita e esquerda do Rio Negro, RESEX Lago Capanã Grande, FLONA Amazonas, FLONA do Jatuarana, FLONA Mapiá-Inuini, RESEX Médio Juruá, FLONA do Pari – Cachoeira, FLONA Piraiaura, FLONA do Rio Negro, FLONA de Tefé, FLONA de Uruçu;

Amazonas/Rondônia: FLONA de Humaitá;

Pará: FLONA Tapajós, RESEX Tapajós-Arapiuns, PARNA da Amazônia, REBIO Trombetas, FLONA Caxiuna, ESEC do Jari, APA Arquipélago do Marajó, FLONA de Mulata, FLONA do Itacaiuna, FLONA de Itaituba II, FLONA Saracá-Taquera, RDS Itatupã-Biquiá, RESEX Marinha de Soure;

Amazonas/Rondônia/Mato Grosso: PARNA Campo Amazônicos;

Rondônia: ESEC de Cuniã, PARNA Pacaás Novos, REBIO Guaporé;

Amapá: REBIO do Lago Piratuba, RESEX Rio Cajari;

Tocantins: PARNA do Araguaia;

Mato Grosso/Goiás/Tocantins: APA Meandros do Rio Araguaia;

Pesquisas

Existentes

- Monitoramento populacional, estudos ecológicos, biológicos, comportamentais do boto-vermelho e do tucuxi na região da RDS Mamirauá;
- Comportamento social: Interação social e associação em *I. geoffrensis*;
- Estudos de Bioacustica: vocalizações e ultrassom;
- Estudos genéticos populacionais e filogeografia;
- Impactos da pesca de piracatinga sobre a população de boto-vermelho na Amazônia central;
- Impactos da pesca sobre a população de boto-vermelho e tucuxi na Amazônia central;
- Avaliação de aspectos de saúde de boto-vermelho em diferentes populações ao longo da distribuição da espécie (toxoplasmose, brucelose e leptospirose);
- Estudos bioquímicos e hematológicos do boto-vermelho;
- Toxicologia: Identificação e quantificação dos contaminantes –hidrocarbonetos, metais pesados e organoclorados- nos mamíferos aquáticos da Amazônia;
- Estudos ecológicos e biológicos da população de botos do rio Araguaia;
- Monitoramento da população de boto-vermelho no rio Madeira (Rondônia);
- Estimativas populacionais dos rios Purus e Negro (Amazonas).

Necessárias

- Estudos populacionais nas diferentes bacias de rios ao longo da distribuição da espécie;
- Estudos populacionais em áreas de potencial hidroelétrico e seus impactos;
- Monitoramento populacional nas áreas de maior impacto com a pesca, principalmente a da piracatinga;
- Avaliação e quantificação dos impactos da pesca nas populações de botos;
- Estudos biológicos e comportamentais;
- Modelagem populacional.



Physeter macrocephalus Linnaeus, 1758

José Martins Silva Jr., Aline Boutros de Mello, Marina Consuli Tischer & Salvatore Siciliano

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Physeteridae

Nome comum: cachalote



Foto: Luciano Dalla Rosa

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A1d

Justificativa

Physeter macrocephalus é encontrada em todos os oceanos. A espécie foi intensamente caçada no passado, suspeitando-se que houve um declínio populacional de pelo menos 50% nas últimas três gerações, período de 96 anos, inclusive no Brasil. As causas da redução, são claramente reversíveis, compreendidas e cessadas, portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), segundo o critério A1d.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1828}	VU A1ac; C1
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{685,687a,688,688a,689}	Pará: VU Espírito Santo: VU Paraná: VU Santa Catarina: VU Rio Grande do Sul: VU
Avaliação global ²²⁶³	VU A1d

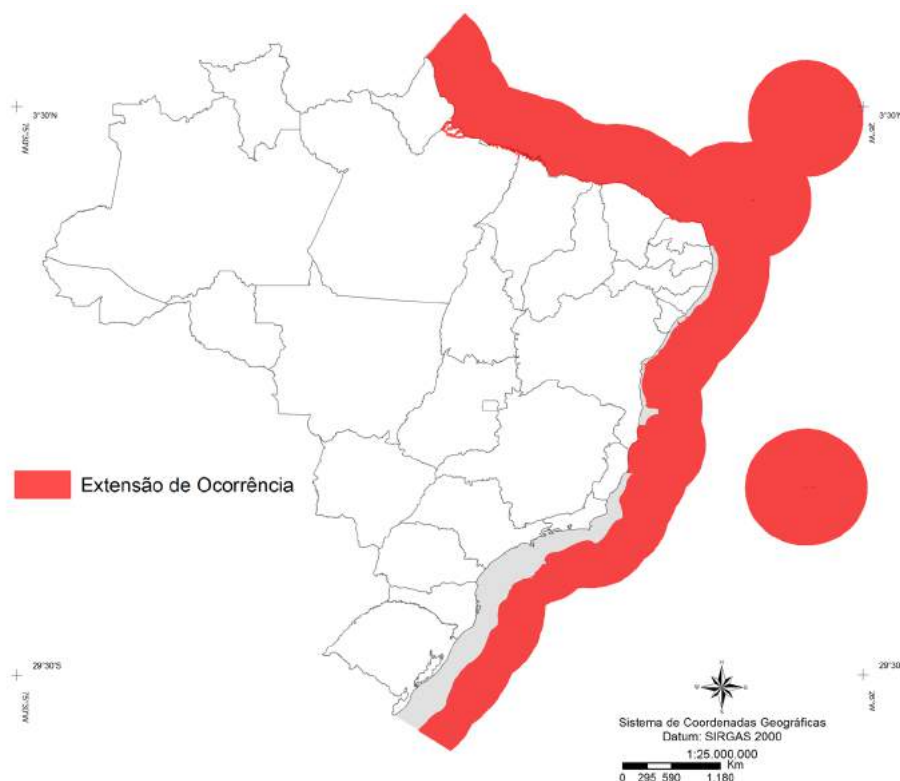
Outros nomes aplicados ao táxon

Physeter catodon Linnaeus, 1758.

Distribuição geográfica

Physeter macrocephalus é cosmopolita, possuindo ampla distribuição em todos os oceanos, sobretudo em águas marinhas com mais de 1.000 m de profundidade, normalmente não cobertas por gelo^{1874,2438}. Aparentemente, apesar da intensa caça no passado, a distribuição dos cachalotes parece não ter sido alterada. Machos e fêmeas têm padrões de distribuição distintos. As fêmeas e os filhotes permanecem em baixas e médias latitudes e os machos realizam migrações para altas latitudes²⁴³⁷.

No Brasil, ocorre em todo o mar territorial^{1830,1831}, em todas as estações do ano, com maiores frequências no verão e primavera, 63,7%¹⁸³⁰. Há registros para todas as regiões da faixa litorânea brasileira.



História natural

O cachalote é o maior odontoceto e apresenta dimorfismo sexual acentuado. Os machos atingem 18 m de comprimento total e 57 t de peso, enquanto as fêmeas chegam a 12 m e 45 t. A cabeça retangular, com aproximadamente 1/3 do tamanho total do corpo, e o borrifo diagonal tornam a espécie de fácil identificação no mar. Possui nadadeira dorsal pequena e triangular, coloração variada de preta a marrom, com pequenas regiões brancas ao redor da boca e no ventre. A pele é enrugada a partir da cabeça²⁴³⁸.

Ocorre em águas oceânicas, podendo ser encontrado em todos os oceanos em profundidades maiores que 1.000 m, havendo registros até 3.000 m de profundidade, principalmente de machos^{1874,2437}. Fêmeas e jovens estão geralmente restritos a águas em latitudes menores, inferiores a 40-50° e de temperaturas da superfície maiores do que 15°C de acordo com Rice¹⁸⁷⁴. No Brasil, foi registrada entre 1.000 e 3.500 m de profundidade, ocorrendo mais frequentemente em profundidades maiores que 1.500 metros¹⁸³⁰.

As fêmeas têm uma área de vida menor que os machos, geralmente até 2.000 km de diâmetro, mas alguns machos são encontrados em águas costeiras restritas ao longo de vários anos. As migrações do cachalote não são tão regulares como as da maioria das baleias. Em latitudes médias parece haver uma migração sazonal, mas em áreas temperadas e equatoriais, não há nenhuma migração sazonal clara²⁴³⁷.

A espécie alimenta-se de vários gêneros de lulas, sobretudo Histioteuthideos, lulas mesopelágicas gelatinosas com até 1 kg de peso. Outros itens incluem a lula gigante, *Architeuthis* spp. e a lula jamanta, *Dosidicus* spp., além de peixes mesopelágicos e demersais^{454,889,2043,2438}. Machos também utilizam espécies restritas a altas latitudes, como a lula-colosso, *Mesonychoteuthis hamiltoni*, tubarões e raias²⁴³⁸.

As fêmeas atingem a maturidade sexual a partir dos nove anos, com cerca de 9 m de comprimento, e a maturidade sexual dos machos pode ocorrer a partir dos 10 anos, mas são mais ativos sexualmente após os 20 anos¹⁸⁹. A gestação dura de 14 a 16 meses, com intervalo médio de nascimento de cinco anos¹⁸⁶. Nasce um filhote por gestação, medindo cerca de três metros²²⁸⁶. O tempo geracional é estimado em 31,9 anos²²⁶⁴, e a espécie tem longevidade de 50 anos²⁴³⁸.

População

A espécie é comum globalmente, embora tenha sido intensivamente explorada pela caça desde



o início do século XVI. No início, a caça era aborígene ou sustentável, passando depois pela caça industrial até sua interrupção temporária determinada pela Comissão Internacional da Baleia - CIB de 1988. A população em 2002 foi estimada em cerca de 360.000 indivíduos, 32% da abundância estimada antes da caça industrial, que era de aproximadamente 1.110.000 animais²⁴³⁶.

Embora não haja estimativas populacionais para o Brasil, nem atuais nem antes da caça, acredita-se que redução populacional foi proporcional à redução global provocada pela caça. Suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 50% do início do século passado até hoje. O tempo geracional da espécie é estimado em 31,9 anos²²⁶⁴, de modo que o período de três gerações corresponde à aproximadamente 96 anos. No Brasil, acredita-se que as fêmeas e os filhotes apresentam conectividade com a região oceânica ao norte e os machos com a região oceânica do Uruguai, Argentina e Antártica.

Entre 2001 a 2004, Moreira *et al.*¹⁴⁷⁹ avistaram 26 grupos de cachalotes na costa brasileira, totalizando 196 indivíduos. Cerca de 70% dos registros ocorreram acima dos 1.500 m de profundidade e somente um dos avistamentos ocorreu a 100 metros de profundidade, na plataforma continental, na bacia do Pará/Maranhão. Tal estudo indica três áreas como prováveis áreas de concentração da espécie: Camamu/Almada (BA), Espírito Santo e Santos (SP). Setenta e sete avistagens, totalizando 494 indivíduos adultos e 12 filhotes, foram feitas entre a bacia do Pará/Maranhão e a Bacia de Santos de 2001 a 2007, sendo a maior frequência de avistagens na Baía de Camamu/Almada¹⁸³⁰. Na plataforma e Talude Continentais do sul e sudeste do Brasil, cachalotes foram avistados em sete ocasiões, todas ao Sul do Cabo de Santa Marta (SC) e em grupos de 1 a 17 indivíduos²⁴⁵⁹. Mais recentemente, na mesma área, Di Tulio *et al.*²³²¹ verificaram que o cachalote foi a espécie mais frequente, embora tenha sido registrada apenas entre Chuí (RS) e Cabo de Santa Marta (SC).

Entre 1967 e 2000, foram registrados, pelo menos, 95 encalhes de cachalotes na costa brasileira, representados por 62 encalhes individuais e 33 de um único encalhe massivo ocorrido no Rio Grande do Sul em 1972. Os encalhes ocorreram entre os estados do Pará e do Rio Grande do Sul. A maior incidência ocorreu no nordeste do Brasil, 54,8%^{46,1831}. Registros subsequentes continuaram a ser reportados ao longo da costa brasileira^{1355,2040,2096,2304}.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

O cachalote foi intensivamente caçado, principalmente com o propósito da extração do óleo, desde o início do século XVI, ainda em estágio aborígene ou costeiro/sustentável, passando pela caça industrial até a moratória de 1988, interrupção temporária da caça, determinada pela CIB. Nos Séculos XVII e XVIII sua caça foi uma indústria importante para a economia global. Na década de 1830, cerca de 5.000 animais eram caçados anualmente. Esses números decaíram a partir da metade do século XIX devido ao advento da indústria do petróleo e à baixa abundância populacional da espécie, entre outros fatores. Após a II Guerra Mundial, um novo pico de caça levou à captura de até 30.000 cachalotes anualmente, até a moratória de 1988.

No Brasil, os cachalotes foram caçados por baleeiros norte-americanos nas regiões sul e sudeste²³⁰⁵. Toledo e Langguth²²⁸⁶, analisando dados da estação de caça à baleia de Costinha na Paraíba, identificaram que 641 cachalotes foram capturados entre 1965 e 1980.

Assim como para outros cetáceos, a poluição física, química e sonora, a pesca e as colisões com embarcações constituem importantes ameaças. Cachalotes morrem enredados em petrechos de pesca⁶⁸¹, engasgados com plástico e em colisões com navios. Os níveis de contaminantes químicos em sua gordura são mais altos do que em mysticetos, porém, mais baixos do que em pequenos odontocetos costeiros²⁴³⁸.

Ações de conservação

A espécie encontra-se na Moratória de Caça Comercial de 1988 determinada pela CIB. Apenas duas cotas de captura são concedidas atualmente pela CIB: um pequeno número para a caça artesanal em uma comunidade da Indonésia e outra pequena cota ao Japão para “caça científica”. A espécie é listada no Apêndice I da CITES⁴⁵⁰. Sua captura é proibida no Brasil desde 1987, Lei nº 7.643, de 18 de dezembro



de 1987.

O cachalote está incluído no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Grandes Cetáceos e Pinípedes¹⁸⁹⁸.

Presença em unidades de conservação

Rio Grande do Norte: REBIO Atol das Rocas;

Santa Catarina: APA Baleia Franca, REBIO Marinha Arvoredo.

***Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844)**

Daniel Danilewicz, Eduardo Secchi, Ignacio Benites Moreno, Paulo André de Carvalho Flores,
Paulo Henrique Ott & Salvatore Siciliano

Ordem: Cetartiodactyla

Família: Pontoporiidae

Nomes comuns: toninha, boto-amarelo,
boto-cachimbo, manico, franciscana



Foto: Frederico Sucunza

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) A4cde

Justificativa

Pontoporia blainvillei é o pequeno cetáceo mais ameaçado da América do Sul devido aos altos níveis de capturas acidentais e à degradação do *habitat*. A principal ameaça é a pesca de emalhe, tanto artesanal como industrial. Apesar de algumas recentes regulamentações pesqueiras, INI MPA/MMA, no sudeste e sul do Brasil, o esforço da pesca de emalhe é ainda muito excessivo dentro da área de distribuição da espécie. Por ser uma espécie costeira, também sofre com a diminuição da qualidade de *habitat*, principalmente por poluição. Modelagens e análises quantitativas, realizadas em 2002, indicaram que a espécie pode atingir o “quase colapso”, chegando a 10% do tamanho populacional original em 23 anos, em média, no sul do Brasil. Outras simulações populacionais para esta espécie realizadas em 2006 sugerem um declínio de 30% do estoque de uma unidade de manejo, Franciscana III: Rio Grande do Sul/Uruguai, em 25 anos, e de mais 50% em três gerações para a espécie no Brasil. Adicionalmente, dados mais recentes sobre as capturas acidentais indicam que as quantidades capturadas anualmente são aproximadamente o dobro dos valores utilizados, de modo que o declínio populacional deve ser maior do que 80% ao longo de três gerações ou 36 anos. Portanto, com base no declínio já ocorrido e projetado, a espécie foi categorizada como Criticamente em Perigo (CR), segundo o critério A4cde.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{581,1450}	EN C1
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,685,686,687a,688a,689}	Espírito Santo: EN Rio de Janeiro: VU São Paulo: Ameaçada Paraná: EN Santa Catarina: VU Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ¹⁸⁴²	VU A3d

Notas taxonômicas

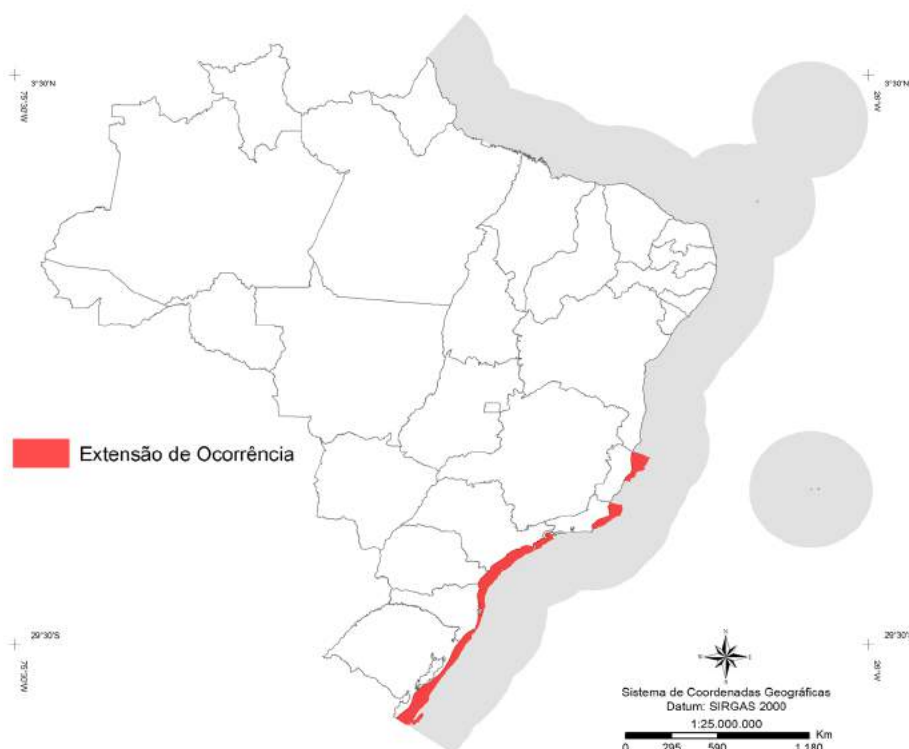
Em função da forte estruturação populacional e das distintas ameaças à conservação, são reconhecidas distintas unidades de manejo da espécie, denominadas “*Franciscana Management Areas*” ou FMAs²⁰⁶⁵, descritas no item “População”.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Atlântico Sul Ocidental, sendo encontrada nas regiões sudeste e sul do Brasil, no Uruguai e na Argentina. A toninha ocorre desde Itaúnas, estado do Espírito Santo²⁰⁹⁹, até Golfo San Matias, Província de Chubut, Argentina⁵³⁶. Seu *habitat* preferencial inclui regiões estuarinas e costeiras de até 50 m de profundidade, entretanto, a maior parte dos registros é para águas mais rasas, de até 30 metros^{166,580,1756}.

A distribuição da toninha não é contínua entre os limites setentrional e meridional. Existem dois hiatos ao longo da sua área de ocorrência, onde não existem registros confirmados da espécie²⁰⁹⁵. No “VII Workshop para Coordenação de Pesquisa e Conservação de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844)”²⁰⁹⁸, os limites desses hiatos foram atualizados:

- Hiato 1: de Itaúnas (Conceição da Barra, ES) até Santa Cruz (Santa Cruz, ES) - (Instituto Orca & S.





Botta, com. pess., 2011);

- Hiato 2: da Barra de Itabapoana, São Francisco do Itabapoana (RJ) até Manguinhos, Armação dos Búzios (RJ)²⁰⁹⁸.

Entre as possíveis causas para a existência desses hiatos estão a temperatura, profundidade e transparência da água²⁰⁹⁵.

A Baía da Babitonga, em Santa Catarina, é um dos poucos locais onde a espécie ocorre em águas estuarinas⁵³⁴. Na costa brasileira, grupos de toninhas também têm sido avistados no complexo estuarino de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo²⁰³³ e no Complexo Estuarino de Paranaguá, no Paraná²⁰³².

História natural

Embora muitas vezes descrito como um “golfinho de rio”, a toninha não é uma espécie de água doce. É encontrada principalmente em águas marinhas e em alguns poucos estuários, como a Baía da Babitonga, no sul do Brasil⁵³⁴, e a parte uruguaia do estuário do rio da Prata¹⁷⁸⁶. Espécie essencialmente costeira, não ocorrendo usualmente além da isóbata de 30 m. Algumas vezes foram observadas em águas na isóbata de 50 m e a 55 km da costa⁵⁸⁰, mas a densidade oceânica é muito baixa.

Aparentemente, não migra, embora movimentos sazonais costeiro/oceânicos estejam sendo documentados em algumas áreas^{255,256}.

Predação por grandes tubarões e orcas tem sido documentada ao longo da distribuição da espécie^{1635,1785,2031}.

A toninha é uma das espécies com o ciclo de vida mais curto dentre os cetáceos, vive até 21 anos¹⁷⁵⁷ e, provavelmente, é monogâmica^{577,1658}. Estudos sobre a biologia da espécie indicam variações ao longo das áreas de distribuição. A maturidade sexual é atingida quando os animais possuem entre 2 e 5 anos de idade, havendo pouca diferença na idade de maturação entre os sexos. O comprimento médio de maturidade sexual varia com sexo, fêmeas maiores que machos e com a pronunciada variação geográfica em tamanho¹³⁵.

Na FMA I, machos tornam-se sexualmente maduros aos 2 anos de idade e cerca de 115 cm de comprimento, e fêmeas aos 3 anos e 130 cm¹⁸²⁶. Na FMA II, o tamanho ao atingir a maturidade sexual é de 100 a 116 cm para machos e 122 a 126 cm para fêmeas^{182,1942}. Na FMA III, Rio Grande do Sul, esse tamanho é de 127,4 cm para machos e 138,9 cm para fêmeas^{577,582}.

As fêmeas dão a luz a um filhote a cada um ou dois anos. O período de gestação dura em torno de 11 meses e o comprimento, ao nascer, varia entre 70 e 80 cm. O tempo de lactação pode chegar a 9 meses. Na FMA I, a reprodução não apresenta uma sazonalidade definida, enquanto nas demais FMAs os nascimentos ocorrem predominantemente na primavera e verão^{166,182,582,1942}. O tempo geracional da espécie é de 12 anos²²⁶⁴.

As toninhas se alimentam de várias espécies de peixes de águas rasas (Sciaenidae, Engraulidae, Gadidae e Carangidae), cefalópodes e crustáceos^{143,166,314,579,1674,1925}.

População

Secchi *et al.*²⁰⁶³ propuseram quatro unidades de manejo para a espécie: FMA I - as águas costeiras dos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro; FMA II - estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina; FMA III - as águas costeiras do Rio Grande do Sul e do Uruguai; e FMA IV - águas costeiras da Argentina, incluindo as províncias de Buenos Aires, Rio Negro e Chubut. Contudo, trabalhos mais recentes têm apontado para a existência de outras subdivisões ou refinamentos dessas áreas de manejo^{516,558,826,1142,1400,1401,2367}, dentre os quais se destacam: a clara subdivisão da FMA I em duas unidades de manejo distintas: FMA Ia, no Espírito Santo, e FMA Ib, no Rio de Janeiro⁵⁵⁸; e a alteração do limite entre a FMA II e FMA III para o centro da Ilha de Florianópolis, em Santa Catarina^{558,1638,2367}, 250 km ao norte da divisão original proposta por Secchi *et al.*²⁰⁶⁵.

Atualmente, existem estimativas de abundância para todas as FMAs, com exceção da FMA Ia. As primeiras estimativas na costa brasileira foram realizadas na FMA III, a partir de levantamentos aéreos no Rio Grande do Sul, em 1996 e 2004^{578,2068}. Contudo, a mais recente e completa estimativa para esta



área foi realizada em 2014 e indicou a existência de aproximadamente 10.000 (CV = 0,20) toninhas para o litoral gaúcho (D. Danilewicz, dados não publicados). Para a FMA I, os levantamentos aéreos realizados em 2011 indicaram a existência de menos de 2.000 (CV = 0,46) toninhas. Contudo, estas estimativas se referem apenas a FMA Ib⁵⁵⁸, uma vez que os poucos avistamentos de toninha para a FMA Ia, durante os sobrevoos, foram obtidos fora de esforço. A abundância da FMA II foi estimada a partir de sobrevoos realizados no verão de 2008/2009 e indicou a existência de 8.500 indivíduos (CV = 0,34), embora o estoque acima da isóbata de 30 m não tenha sido completamente avaliado²⁴⁵⁸. Dentro da FMA II, existem ainda estimativas para a população da Baía da Babitonga, em Santa Catarina, a qual possivelmente representa uma população isolada⁵³³, composta por cerca de 50 indivíduos^{534,2457}.

Embora a abundância total da espécie pareça ser relativamente alta em algumas áreas, na maioria delas existe uma alta mortalidade por redes de emalhe¹⁶³⁷. Modelagens e análises quantitativas indicam que a espécie pode atingir o quase colapso, chegando a 10% do tamanho populacional original em 23 anos, em média, no sul do Brasil¹⁰⁸⁸. Outro estudo de modelagem projetou o provável declínio populacional para os 25 anos seguintes em todas as unidades de manejo²⁰⁷³. Para o cálculo do tamanho populacional, foram utilizadas as estimativas de densidade existentes para as FMAs III e IV. Como não existiam estimativas de densidade para as FMAs I e II, a densidade dessas unidades de manejo foi calculada aplicando-se um fator de correção, derivado da taxa de captura por unidade de esforço - CPUE sobre a densidade da FMA III. Os cenários considerados mais realistas indicaram que cada unidade de manejo poderia declinar em até 30% no período de 25 anos, com exceção da FMA I. No entanto, é importante notar que as estimativas de captura acidental na FMA I foram baseadas em dados de uma única vila de pescadores, embora as capturas acidentais ocorram em outras partes desta unidade de manejo⁷⁹³.

As projeções feitas a partir da modelagem populacional, conforme descrito acima, podem estar subestimando o risco de declínio das toninhas. A Comissão Internacional da Baleia (CIB), em 2005 indicava que as quantidades capturadas anualmente nas FMAs II e IV são aproximadamente o dobro dos valores utilizados por Secchi²⁰⁷³ em suas projeções. Além disso, outras fontes de ameaças potenciais não foram consideradas no estudo de Secchi²⁰⁷³, e o próprio autor alerta para um possível declínio populacional ainda maior do que aquele projetado. Deste modo, o declínio pode chegar a ser maior que 80% ao longo de três gerações ou 36 anos.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Não há indicação de exploração direta das toninhas. No entanto, a mortalidade acidental durante a pesca de emalhe tem sido observada, pelo menos, desde o início da década de 1940⁶⁸². Em 1960, as capturas acidentais de toninha apenas no Uruguai somaram em torno de 1.500 a 2.000 animais^{313,1744}. As estimativas mais recentes indicam que, pelo menos, 2.900 animais/ano sejam capturados acidentalmente em redes de pesca ao longo da área de distribuição da espécie^{1637,2066}. No entanto, acredita-se que esses números sejam subestimados, principalmente devido à: 1) ocorrência de capturas por outros tipos de pesca que não foram monitorados, tais como redes de emalhe ativas e redes de arrasto^{1458,1531,2071}; 2) omissão de registros por parte dos pescadores; e 3) capturas não identificadas porque as toninhas caíram da rede antes ou durante o recolhimento das mesmas²⁰⁶⁶. As taxas de mortalidade decorrentes da pesca são maiores na FMA III, onde se estima mais de 1.300 capturas acidentais por ano^{1637,2066,2067}, seguida por FMA IV com cerca de 800 capturas/ano²⁵⁴, FMA II com mais de 700 capturas/ano^{1009,1947} e FMA I com mais de 110 capturas/ano¹⁷¹.

Resíduos jogados ao mar também são uma ameaça à conservação da espécie. Análises de conteúdos estomacais de toninhas do Rio Grande do Sul revelaram diversos materiais sintéticos, tais como pedaços de redes de nylon, celofane e fragmentos de plástico¹⁴². Esse problema também foi relatado para o Rio de Janeiro e para o norte da Argentina, onde celofane, resíduos da pesca e plástico foram encontrados no trato digestivo de diversos indivíduos^{167,579,599}. Os efeitos da ingestão de tais detritos no estado de saúde das toninhas não são conhecidos e as implicações em nível subpopulacional são incertas. No entanto, os resíduos podem ter um efeito negativo em pelo menos algumas áreas.



Outras ameaças potenciais à conservação da espécie incluem várias formas de degradação do *habitat*, como a sobrepesca, a destruição da comunidade bentônica e a captura acidental por arrasto de pequenos peixes cianídeos – principal presa das toninhas^{143,579,1674,1925}. A contaminação da zona costeira é outra ameaça, sendo que diversos compostos químicos já foram reportados em tecidos de indivíduos da espécie^{33,1119}. Nesse sentido, existe uma grande preocupação em relação aos potenciais impactos da lama tóxica despejada na foz do rio do Doce, na FMA Ia, após o desastre ecológico ocorrido na barragem de minério em Mariana (MG), em 2015.

Ações de conservação

Existentes

Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação da Toninha⁹⁷⁹ e Plano de Ação Nacional para a Conservação de Pequenos Cetáceos^{982c}.

Dentre as mais importantes previstas nestes PANs, estão a redução do nível de capturas acidentais da espécie, especialmente a partir da redução do esforço pesqueiro e da criação de novas áreas marinhas protegidas, o controle do impacto ambiental das atividades e empreendimentos nos locais de ocorrência da toninha, e o desenvolvimento de estratégias para aumentar o conhecimento público sobre a espécie e seus problemas de conservação.

Em relação ao manejo das pescarias, foi publicada a INI MPA/MMA n° 12/2012¹⁴⁴⁴ que regulamenta o emprego de redes de emalhe nas regiões sudeste e sul do Brasil. Contudo, apesar de alguns importantes avanços desta instrução normativa, como o congelamento do tamanho da frota pesqueira, o esforço de pesca é ainda muito acima dos níveis sustentáveis pela espécie.

A espécie ocorre em mais de 70 unidades de conservação ao longo da costa brasileira. Contudo, a maioria das UCs é de uso sustentável e não prevê no plano de manejo ações específicas para a conservação da espécie. Algumas UCs, incluindo as de proteção integral, sequer possuem plano de manejo. Portanto, o simples fato de estar contida dentro de uma UC não implica necessariamente que a espécie esteja protegida.

A toninha está listada no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES⁴⁵⁰.

Presença em unidades de conservação

Espírito Santo: ESEC da Barra Nova, APA da Ilha do Frade, PM Morro da Mantegueira, MN Morro do Penedo, Parque Natural Municipal de Jacarenema, PM Morro da Pescaria, PE de Itaúnas, APA de Conceição da Barra, APA da Praia Mole, PE Paulo César Vinha, APA de Guanandy, PE Ilha das Flores, APA de Setiba, REBIO de Comboios;

Rio de Janeiro: APA do Pau Brasil, APA de Massambaba, APA de Maricá, APA de Mangaratiba, REBIO Ilha Grande, PE da Ilha Grande, REBIO da Praia do Sul, PE Marinho do Aventureiro, APA de Tamoios, REBIO de Guaratiba, PARNA da Restinga de Jurubatiba, RESEX Arraial do Cabo, APA de GuapiMirim, ESEC de Guanabara, MN Ilha das Cagarras, ESEC de Tamoios, APA de Cairuçu;

São Paulo: PE da Ilha do Cardoso, ESEC do Bananal, PE Ilha do Anchieta, PE de Ilhabela, APA Marinha do Litoral Norte, APA Marinha do Litoral Centro, APA Marinha do Litoral Sul, PE Marinho da Lage de Santos, PE Xixová-Japuí, ESEC Chauás, ESEC de Tupinambás, ESEC de Tupiniquins, APA de Iguape-Cananea-Peruíbe, ARIE Ilha Queimada Grande e Queimada Pequena, ARIE Ilha do Ameixal;

Paraná: Parque Natural Municipal da Bacia do Rio Perequê, APA Estadual de Guaraqueçaba, ESEC Ilha do Mel, ESEC de Guaraguaçu, APA Estadual de Guaratuba;

Santa Catarina: PM da Lagoinha Leste, APA do Entorno Costeiro, PM de Galheta, ARIE Costeira de Zimbros, PE da Serra do Tabuleiro, PE do Rio Vermelho, PARNA do Superagui (Ilha das Peças), APA de Paranaguá, APA de Guaraqueçaba, APA de Guaratuba, REBIO Marinha do Arvoredo, APA de Anhatomirim, RESEX de Pirajubaé, ESEC de Carijós;

Rio Grande do Sul: REVIS da Ilha dos Lobos, PARNA da Lagoa do Peixe.



Pesquisas

O Plano de Ação Nacional para a Conservação da Toninha⁹⁷⁹, assim como os *workshops* internacionais para coordenação de pesquisa e conservação da toninha^{532,1636} mencionam diversas pesquisas prioritárias para a conservação da espécie, dentre as quais se destacam:

- Atualização das estimativas de abundância, tendências e dos níveis de captura accidental da espécie;
- Avaliação de métodos para redução das capturas accidentais da espécie, incluindo o desenvolvimento de técnicas pesqueiras alternativas;
- Refinamento da estrutura populacional e dos limites das unidades de manejo existentes;
- Identificação de áreas prioritárias para a conservação da espécie.

Alouatta belzebul (Linnaeus, 1766)

Mônica Mafra Valença-Montenegro, Marcos de Souza Fialho, Andréa Siqueira Carvalho, André Luis Ravetta, Taissa Régis, Fabiano Rodrigues de Melo & Liza Maria Veiga[†]

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: guariba-de-mãos-ruivas, guariba, górgo

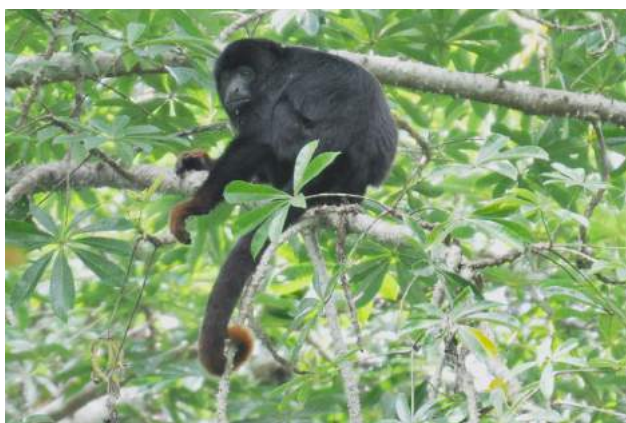


Foto: Frederico Acáz

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2cd

Justificativa

Alouatta belzebul apresenta distribuição disjunta, parte na Amazônia, PA, MA e potencialmente no norte do MT, parte na Floresta Atlântica nordestina, RN, PB, PE e AL. Esta espécie tem tamanho populacional estimado em menos de 250 indivíduos maduros na Floresta Atlântica, mas na Amazônia este número é superior a 10.000 indivíduos. Infere-se que nas últimas três gerações houve uma redução populacional de pelo menos 30% em razão da perda e fragmentação de *habitat*, caça, aumento da matriz energética e expansão urbana. Sendo assim, esta espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério A2cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁶⁸	VU A2cd



Outros nomes aplicados ao táxon

Simia belzebul Linnaeus, 1766.

Notas taxonômicas

Descrição original baseada na obra de Marcgrave¹²⁶², sem tipo conhecido⁸⁶⁵. Hill⁹³² e Stanyon *et al.*²²⁰¹ listaram cinco subespécies do guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul*, todas endêmicas ao país: *A. b. belzebul* (Linnaeus 1766)¹¹¹² que, segundo Cabrera³³⁵, seria restrito ao rio Capim, região oriental do Pará; *A. b. discolor* (Spix 1823) para a ilha de Gurupá, Pará; *A. b. ululata* (Elliot 1912) de Miritiba, Maranhão; *A. b. mexianae* Hagmann 1908, da ilha de Mexiana, no arquipélago de Marajó; e *A. b. nigerrima* Lönnberg, 1941, segundo Cabrera³³⁵, restrito a Patinga, Amazonas. Cruz Lima⁵⁴¹ identificou a forma *nigerrima* como uma espécie plena. Estudos citogenéticos também indicaram que *A. b. nigerrima* é suficientemente distinta a ponto de justificar o status de espécie^{88,1196}, e que está mais próxima de *seniculus* do que da forma *belzebul*¹⁵⁷². Groves^{878,879} e Gregorin⁸⁶⁵ também a identificaram como uma espécie distinta. De acordo com Groves^{878,879}, *A. discolor* (Spix 1823) e *A. ululata* Elliot (1912) são considerados sinônimos júnior de *A. belzebul*, embora Gregorin⁸⁶⁵ as considere como espécies distintas e a forma *mexianae* como sinônimo júnior de *A. discolor*. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Gregorin⁸⁶⁵ e Rylands²⁰⁰⁰, ou seja, o táxon *A. belzebul* ora reconhecido não abrange as formas *discolor*, *ululata* e *nigerrima*. *Alouatta belzebul* apresenta dois conjuntos de populações disjuntos: um na Floresta Amazônica e outro na Floresta Atlântica^{248,865,1129}.

Distribuição geográfica

Alouatta belzebul é endêmico ao Brasil, apresentando distribuição disjunta, com um conjunto de populações na porção oriental da Floresta Amazônica e outro na Mata Atlântica. A população amazônica tem seu limite oriental na Mata dos Cocais, nos estados do Maranhão e Tocantins, onde a distribuição geográfica coincide com os limites do bioma Amazônico. O rio Xingu, aparentemente, pode ser o limite oeste e, a norte, a espécie é limitada pelo rio Amazonas, embora haja registro de populações no extremo sul do Amapá⁸⁶⁵ e um registro de Bonvicino *et al.*²⁴⁸ para o município de Oriximiná no Pará. Neste caso, pode ser um equívoco, pois a espécie que ocorre em Oriximiná é *A. macconnelli*¹⁵⁸⁵, que é amplamente





distribuída na margem norte do rio Amazonas. É preciso uma maior amostragem entre as cabeceiras do rio Xingu, pois não se sabe ao certo qual espécie de *Alouatta* ocorre nessa área, bem como no interflúvio Iriri-Xingu. No extremo norte do estado do Tocantins, a espécie é simpátrica com *A. caraya* e possui populações isoladas ao norte do município de Babaçulândia, onde também foi encontrado um grupo misto que tinha uma fêmea de *A. caraya* e um macho de *A. belzebul*, demonstrando haver uma pequena zona de contato na região (F. R. de Melo obs. pess. & Raony M. Alencar, com. pess., 2012).

As populações da Floresta Atlântica atualmente ocorrem em 18 fragmentos, sendo um em Pernambuco, um no Rio Grande do Norte, no limite setentrional e o restante nos estados da Paraíba e Alagoas^{526,741}. No nordeste, a espécie está limitada ao sul pelo rio São Francisco, a leste pelo Oceano Atlântico e foi registrada em até 50 km a oeste⁷⁴¹.

Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação à sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica, pois grande parte da distribuição do táxon na região Amazônica está incluída no arco do desmatamento. Além disso, na Floresta Atlântica, a área de ocupação está extremamente reduzida e fragmentada. A REBIO Guaribas é uma área com confirmação de extinção local do táxon que, recentemente, foi alvo de repovoamento.

A extensão de ocorrência da espécie na Amazônia é maior que 800.000 km² e, na Floresta Atlântica, é de aproximadamente 16.600 km². Com relação à sua área de ocupação, enquanto para a população amazônica este valor supera os 2.000 km², para a população atlântica estima-se que seja menor que 160 km² ⁷⁴¹.

História natural

Alouatta belzebul ocorre em Floresta Tropical Amazônica de Planície, Floresta de Várzea de Marajó e fragmentos de Floresta Tropical Atlântica do Nordeste²³⁵⁴. Não é restrito a *habitat* primários e apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente, sendo encontrado em áreas perturbadas pela extração mineral³⁸⁴ e ocupando fragmentos de tamanho reduzido e em regeneração (M. Fialho, dados não publicados, 2012).

A área de vida do táxon é estimada em 13,5 ha e 18,05 ha¹⁷⁴⁷, na região amazônica, e entre 4,75 ha e 9,50 ha para a Floresta Atlântica²⁵³.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	3.233,33 (2.900-3.600 g.) (n = 6) (CPB, dados não publicados).
Macho	4.706,87 (4.080-5.200 g.) (n = 8) (CPB, dados não publicados).
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 300 mm (300-645), cauda: 450 mm (450-700) (n = 23) ⁸⁶⁵ .
Macho	Cabeça-corpo: 440 mm (440-680), cauda: 540 mm (540-745) (n = 18) ⁸⁶⁵ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁶ .	
Intervalo entre nascimentos	
0,63 ± 0,3 filhotes por ano para <i>A. guariba clamitans</i> ¹⁰²⁶ .	
Tempo de gestação	
186 dias para <i>A. palliata</i> ¹⁵³⁶ , 190 dias <i>A. guariba clamitans</i> ¹⁰²⁶ .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ⁸⁶¹ .	



Longevidade
Desconhecida para a espécie.
Tempo geracional
12 anos, valor atribuído ao gênero ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: machos 2N = 50 (fêmeas) - 49 (machos) ⁸⁸ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Nascimento <i>et al.</i> ¹⁵²⁵ não encontraram evidências de diferenciação significativa entre as populações atlânticas e amazônicas.

População

Para as populações da Floresta Atlântica infere-se que o tamanho populacional total remanescente seja menor que 500 indivíduos, não ultrapassando de 250 o número de indivíduos maduros. Por outro lado, infere-se que a população Amazônica tenha mais que 10.000 indivíduos maduros.

Alouatta belzebul apresenta tamanho médio de grupos entre 5-9 indivíduos¹⁷⁴⁷.

O táxon é considerado comum na ilha de Marajó (PA). Já na Floresta Atlântica é considerado raro²³⁵⁴, onde infere-se que existam menos de 500 indivíduos em 18 localidades isoladas^{526,741}. Suspeita-se que a maior subpopulação na Floresta Atlântica esteja na RPPN Pacatuba, no estado da Paraíba. Ao norte do estado de Tocantins, próximo à cidade de Estreito, a abundância populacional calculada para a espécie, considerando quatro fragmentos florestais de 65 a 900 ha, variou de 1,35 a 3,72 ind/10 km percorridos. Dados de densidade populacional na região de Estreito demonstram haver no mínimo 141 indivíduos da espécie em fragmentos florestais extremamente alterados e cada vez mais isolados entre si, o que evidencia a não existência de populações mínimas viáveis.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, aumento da matriz energética, desconexão de *habitat*, redução de *habitat* e caça. A população da Floresta Atlântica é afetada principalmente pela perda de *habitat*, fragmentação e isolamento das populações. A caça também é considerada um fator de impacto para a população atlântica, porém as populações amazônicas sofrem uma maior pressão de caça e também são afetadas pela perda de *habitat* causada por desmatamentos ilegais, instalação de usinas hidrelétricas, pavimentação de rodovias, pecuária e assentamentos agrários.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES, está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b} e as populações da Floresta Atlântica, incluídas no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste⁵²⁶.

Presença em unidades de conservação

Mata Atlântica:

Rio Grande do Norte: RPPN Mata da Estrela⁵²⁶;

Paraíba: REBIO Guaribas, RPPN Engenho Gargaú, RPPN Fazenda Pacatuba⁵²⁶;

É possível que também ocorra nas Terras Indígenas Potiguaras⁷⁴¹;

Alagoas: ESEC de Murici, APA Estadual de Murici, RPPN Reserva Santa Tereza⁵²⁶, RESEX Marinha da Lagoa do Jequiá.

Floresta Amazônica:

Pará: FLONA Caxiuanã^{1025,1747}, REBIO do Tapirapé^{1978,2354}, FLONA Carajás³⁸³, FLONA Tapirapé-Aquiri



(A. Carvalho, dados não publicados), APA do Igarapé Gelado (A. Carvalho, dados não publicados), RESEX Maracanã, RESEX Rio Xingu, RDS Estadual Pucuruí-Ararão, APA Estadual do Arquipélago de Marajó, APA Estadual do Lago de Tucuruí, APA Estadual Triunfo do Xingu (oficina de avaliação), RPPN Tibiriçá, RPPN Fazenda Pioneira (oficina de avaliação);

Maranhão: REBIO Gurupi^{1978,2354}, RESEX Quilombo do Frexal (M. Fialho, dados não publicados), APA Estadual de Upaon Açu-Miritiba-Alto Preguiças (oficina de avaliação);

Tocantins: PARNA do Araguaia⁹⁵⁷.

Pesquisas

O Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB) vem dando suporte a pesquisas com esta espécie desde 2001. Realizou o levantamento das populações remanescentes no nordeste e orienta solturas de animais oriundos de resgates e apreensões do IBAMA e polícia florestal. O projeto “Estado de conservação de primatas em terras indígenas do Povo Potiguar, na Paraíba” está sendo desenvolvido pela UNIFESP e pelo ICMBio/CPB. Ao norte de Tocantins, Fabiano R. de Melo e Raony M. Alencar estão realizando coletas sistemáticas dentro do programa de monitoramento para conservação da espécie, como condicionante ambiental do licenciamento da UHE de Estreito, localizada em Estreito (TO).

Alouatta discolor (Spix, 1823)

Liliam Patricia Pinto, André Luis Ravetta, Gerson Buss, Anthony Brome Rylands & Liza Maria Veiga†

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: guariba-de-mãos-ruivas,
guariba-de-mãos-vermelhas

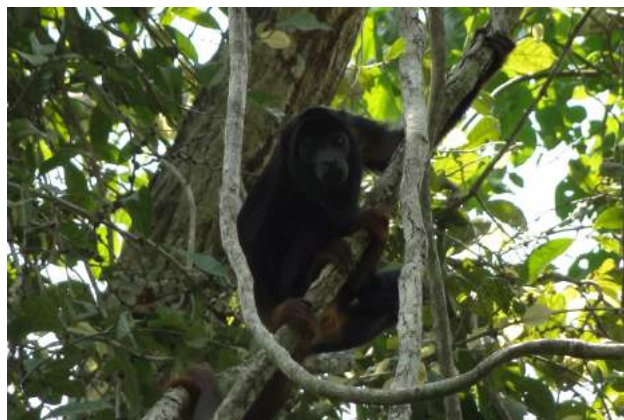


Foto: Ricardo Sampaio

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cd

Justificativa

Alouatta discolor possui extensão de ocorrência ampla, mas considerando as fortes ameaças, como desmatamento continuado, com tendência a crescer com o asfaltamento da BR-163 e BR-230, implantação de hidrelétricas, assentamentos rurais e aberturas de lavouras, aliados à caça, infere-se um declínio populacional de pelo menos 30% ao longo de 36 anos, sendo, portanto, categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério A4cd.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁶⁶	VU A2c

Outros nomes aplicados ao táxon

Alouatta belzebul discolor (Spix, 1823).

Notas taxonômicas

Hill⁹³² e Stanyon *et al.*²²⁰¹ listaram cinco subespécies do guariba-de-mãos-ruivas, *Alouatta belzebul*: *A. b. belzebul* (Linnaeus, 1766) restrito ao rio Capim, região oriental do Pará por Cabrera³³⁵; *A. b. discolor* (Spix, 1823) de Gurupá, Pará; *A. b. ululata* Elliot, 1912, de Miritiba, Maranhão; *A. b. mexianae* (Hagmann, 1908), da ilha de Mexiana, no arquipélago de Marajó; e *A. b. nigerrima* Lönnberg, 1941, segundo Cabrera³³⁵ restrito a Patinga, Amazonas. Groves^{878,879} considerou *A. discolor* e *A. ululata* sinônimos de *A. belzebul*, embora Gregorin⁸⁶⁵ considere como espécies distintas. Aqui estão sendo seguidas as propostas taxonômicas de Gregorin⁸⁶⁵ e Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

O táxon é endêmico ao Brasil, estando presente nos estados do Mato Grosso e Pará, onde é residente e nativo²⁶⁶.

Ocorre ao sul do rio Amazonas, entre os rios Tapajós e o complexo Xingu-Iriri, a leste até Gurupá (localidade-tipo). Bonvicino *et al.*²⁴⁸ identificaram a forma *discolor* como a espécie ocorrendo em todo arquipélago de Marajó, inclusive a Ilha Mexiana. Fernandes *et al.*⁷⁰⁶ indicaram *A. belzebul* para a Ilha Mexiana sem menção de subespécies, exceto para dizer que não encontraram espécimes de *A. b. mexianae* nas coleções do Museu Goeldi, Belém, e do Museu Nacional do Rio de Janeiro. Gregorin⁸⁶⁵, indicou *A. belzebul*, como a forma ocorrendo nas ilhas Marajó, Caviana e Pará, e a seguinte distribuição para *A. discolor*: “desde a margem direita do Rio Tapajós até o baixo Rio Tocantins e presumivelmente





na Ilha Mexiana.” Gregorin⁸⁶⁵ listou *Myctes belzebul mexianae* Hagmann, 1908 como sinônimo de *A. discolor*, embora a palavra “presumivelmente” indica que a identidade dos guaribas que ocorrem na Ilha Mexiana permanece incerta.

A espécie também está presente abaixo do rio Tapajós e ao norte do Mato Grosso, no interflúvio Juruena-Teles Pires, onde foi registrado um grupo vivendo em simpatria com *A. puruensis*¹⁷⁵⁹. É preciso uma maior amostragem no interflúvio Iriri-Xingu e no médio Teles Pires, na região do Cristalino.

Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação histórica, em decorrência dos avanços do desmatamento (L. Pinto, dados não publicados).

A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² e infere-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km².

História natural

Alouatta discolor ocorre em floresta ombrófila perene, tanto em igapó quanto em terra firme^{266,1760,1762}. O táxon não é restrito a *habitat* primários, sendo tolerante a modificações/perturbações no ambiente. Em levantamento preliminar realizado no PARNA do Jamanxim, *A. discolor* foi a espécie mais frequente, sendo encontrada principalmente às margens do rio Jamanxim³²⁵. Na região de Santarém até Rurópolis, ao longo da rodovia BR-163, *A. discolor* é mais abundante em fragmentos florestais em relação à floresta contínua (Flona do Tapajós)⁷¹⁷. Contudo, ao sul dessa área até a Serra do Cachimbo, entre a BR-163 e o rio Tapajós, a espécie é menos abundante e até rara em algumas localidades. ^[P]_{SEP}A área de vida para um grupo no norte do Mato Grosso foi estimada em 63 ha^{1760,1762}.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	5.520 g. (n = 27) ¹⁷³⁰ .
Macho	7.270 g. (n = 26) ¹⁷³⁰ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 300 mm (300-645), cauda: 450 mm (450-700) (n = 23) ⁸⁶⁵ .
Macho	Cabeça-corpo: 440 mm (440-680), cauda: 540 mm (540-745) (n = 18) ⁸⁶⁵ .
Sistema de acasalamento	
Poliginia ¹⁷⁶² .	
Intervalo entre nascimentos	
0,63 ± 0,3 filhotes por ano para <i>A. guariba clamitans</i> ¹⁰²⁶ .	
Tempo de gestação	
186 dias para <i>A. palliata</i> ¹⁵³⁶ ; 190 dias <i>A. guariba clamitans</i> ¹⁰²⁶ .	
Tamanho da prole	
1 filhote ¹⁷⁶² .	
Longevidade	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo geracional	
12 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Desconhecida para a espécie.	



População

O tamanho da população total remanescente de *A. discolor* não é conhecido, mas estima-se que o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

No norte do Mato Grosso foi registrado um tamanho médio de grupo de 7 a 9 indivíduos^{1760,1762}. Ferrari *et al.*⁷¹⁷ registraram grande variação na taxa de encontro de *A. discolor* (*A. belzebul*) de 0,78 até 8,65 grupos por 10 km percorridos.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: agricultura, pecuária, extração mineral, garimpo, aumento da matriz energética, aumento da matriz rodoviária, redução de *habitat*, expansão da soja, desmatamento continuado com tendência a crescer com o asfaltamento da BR-163 e BR-230, implantação de hidrelétricas, assentamentos rurais e aberturas de lavouras, aliados à caça.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Pará: FLONA do Tapajós⁷¹⁷, PARNA do Jamanxim³²⁵, FLONA Itaituba I, FLONA Itaituba II, FLONA Altamira²⁶⁶, APA do Tapajós, FLONA do Jamanxim, FLONA do Trairão, RESEX Riozinho do Anfrísio, PARNA do Rio Novo, RESEX do Rio Iriri, RESEX Verde Para Sempre (oficina de avaliação);
Mato Grosso: RPPN Cristalino.

Alouatta guariba clamitans Cabrera, 1940

Júlio César Bicca-Marques, Sandro Leonardo Alves, Bianca Ingberman, Gerson Buss, Brígida Gomes Fries, André Chein Alonso, Rogério Grassetto Teixeira da Cunha & João Marcelo Deliberador Miranda

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: bugio-ruivo, bugio, barbado, guariba

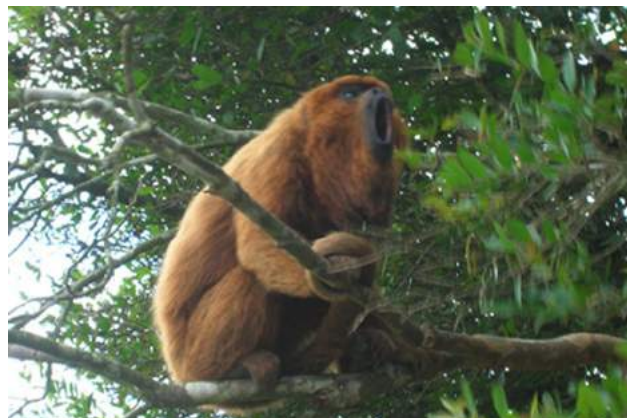


Foto: Juliana Teixeira

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4ce

Justificativa

Apesar de *Alouatta guariba clamitans* apresentar ampla distribuição na Mata Atlântica, do rio Doce



(ES) ao rio Camaquã (RS) e a oeste até o norte da Argentina, o táxon é altamente suscetível à febre amarela, tendo um surto em 2008/2009 vitimado um grande número de indivíduos no estado do Rio Grande do Sul, com mortalidade registrada nos estados do Paraná e São Paulo. A redução populacional decorrente destes surtos epizooticos, aliada ao efeito do alto grau de fragmentação do *habitat*, permitem suspeitar que o táxon sofrerá um declínio populacional de, pelo menos, 30% nas três gerações seguintes ao surto de 2008. Infere-se que o cenário de pequenas subpopulações isoladas característico de parte significativa da distribuição do táxon poderá agravar os efeitos sinérgicos da endogamia. Além disso, muitas subpopulações sofrem impacto com a expansão urbana e de infraestrutura, como acidentes na rede elétrica, atropelamentos, predação por cães. Sendo assim, o táxon foi categorizado como Vulnerável (VU), sob o critério A4ce.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	NT
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,685,686,688a,689}	Minas Gerais: VU São Paulo*: Ameaçada Paraná*: NT Santa Catarina*: VU Rio Grande do Sul: VU
Avaliação global ¹³⁸⁵	LC

*Avaliada como *Alouatta clamitans*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Alouatta fusca clamitans Cabrera, 1940; *Alouatta clamitans* Cabrera, 1940.

Notas taxonômicas

O status taxonômico tem sido discutido devido a proposta de duas subespécies de *Alouatta guariba*: *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812) e *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940^{865,1979}. Rylands & Brandon-Jones¹⁹⁷⁹ indicam que o uso do nome específico *A. guariba* (Humboldt, 1812) seria o correto, precedendo a nomenclatura *A. fusca* (E. Geoffroy, 1812) utilizada no século XX. Em contrapartida, Gregorin⁸⁶⁵ argumenta que *A. fusca* seria o sinônimo sênior e, portanto, de acordo com a regra de prioridade estabelecida no Código Internacional de Nomenclatura Zoológica, deve prevalecer sobre o nome *A. guariba*, sendo este último um sinônimo júnior. Para a forma do sul não há divergências em relação ao epíteto subespecífico *clamtans* proposto por Cabrera³³³. As características da morfologia do crânio e do osso hióide levaram⁸⁶⁵ a argumentar que as duas subespécies deveriam ser elevadas ao nível de espécie. Porém, os resultados de estudos genéticos não são conclusivos¹³⁸³. Desta forma, seguimos a taxonomia adotada por Rylands *et al.*^{878,879,1993,2000}.

Distribuição geográfica

O táxon não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também na Argentina¹³⁸³. Ocorre no leste do Brasil, ao longo do bioma Mata Atlântica (*latu sensu*) nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul¹³⁸³. Sua distribuição é limitada ao sul pela bacia do rio Camaquã¹⁷⁹³. A província de Misiones na Argentina representa o limite oeste^{222,537,1994}. Não está claro o limite norte, podendo ser o rio Doce¹⁰⁹¹ ou o rio Jequitinhonha, pois os bugios ao longo da margem norte do rio Doce são praticamente indistinguíveis dos bugios ao longo da margem sul desse rio¹³⁸³. Contudo, Rylands *et al.*¹⁹⁹⁴ encontraram indivíduos com coloração ouro-pálida típica de *A. g. guariba* ao sul do baixo Jequitinhonha. Porém, os mesmos autores registraram indivíduos com o dicromatismo sexual típico de *A. g. clamitans* mais a oeste, ao norte do médio Jequitinhonha. Há poucos registros de bugios ao norte do rio Jequitinhonha¹³⁸³.



Alouatta caraya também ocorre entre os rios Uruguai e Paraná, e indivíduos híbridos têm sido registrados nessa região¹³⁸³. Mendes *et al.*¹³⁸³ sugerem que *A. caraya* está substituindo *A. guariba* nesta região em função da degradação e supressão do *habitat* de Mata Atlântica.

Há simpatria e possível hibridação também no município de São Francisco de Assis (RS)²¹⁰ e ao longo das matas ripárias do rio Paraná, entre Porto Figueira e Porto Camargo, e nas ilhas e várzeas da APA do rio Paraná¹¹. Nesta região ocorre o ecótono entre os biomas Mata Atlântica, típico de *A. g. clamitans* e Cerrado, típico de *A. caraya*.

O Atlas da fauna em unidades de conservação do estado de Minas Gerais⁹⁹³ menciona a ocorrência de *Alouatta guariba*, sem identificar a subespécie, em três UCs em locais de dúvida quanto à subespécie: PE Serra Negra, PE Rio Preto e ESEC Mata dos Ausentes.

Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação histórica, devido à extensa fragmentação florestal nos estados do sul e sudeste do Brasil. Em porções da distribuição há vácuos de ocorrência da espécie, a despeito da ocorrência de fragmentos florestais que potencialmente poderiam abrigá-la. Com o último surto de febre amarela, caça e os abates por seres humanos, subpopulações podem ter sido extintas^{31,740}. Holzmann *et al.*⁹⁴⁵ relatam a extinção de uma população em uma UC na Argentina (El Piñalito Provincial Park, Misiones). Portanto, não se pode descartar que o mesmo tenha ocorrido no Brasil, particularmente em fragmentos pequenos. Novos surtos de febre amarela poderão comprometer ainda mais a sobrevivência das populações remanescentes nestes locais.

A extensão de ocorrência da espécie é maior do que 20.000 km² e infere-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km² com base na ocorrência no *continuum* florestal da Serra do Mar e em sua capacidade de sobreviver em manchas menores.



História natural

Alouatta guariba clamitans ocorre desde as terras baixas até florestas submontanas e montanas, estendendo-se até florestas sazonais semidecíduas no estado de Minas Gerais^{434,435,438,1387,1388,1994}. No Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná também ocorre em floresta ombrófila mista, Floresta



com Araucária²⁰⁵⁵. Aguiar *et al.*¹¹ registraram a espécie em floresta periodicamente inundada e floresta semidecídua nas planícies de inundação do rio Paraná (PR). No Rio Grande do Sul ocorre em fragmentos de Floresta Estacional Decidual⁷⁷⁸. Buss³²⁶ relata a ocorrência em formações florestais características do Rio Grande do Sul: mata mesohigrófila, mata higrófila e mata subxerófila. Somente neste estado o táxon foi registrado em mata de restinga, mata psamófila⁷⁴². Não foram encontrados relatos de ocorrência em manguezal. No Rio de Janeiro o táxon é observado principalmente em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, mas também em Floresta Densa⁴⁰. O táxon não é restrito a *habitat* primários, sendo tolerante a modificações/perturbações no ambiente¹³⁸³.

O tamanho da área de vida varia consideravelmente entre locais de estudo. Bicca-Marques²¹² cita uma variação de 3,9 a 33,0 ha (média = 10,2; D.P. = 8,1; n = 11). Fortes⁷⁷⁸ observou um grupo habitante de dois pequenos remanescentes, com menos de 1 ha de área, no total. A área de vida foi estimada em 15,4 ha no Sítio Roda D'Água e em 28,7 ha na Fazenda Castanheiras²⁰⁷⁵.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	3,6 anos ^{934,2215} .
Macho	5,0 anos ^{934,2215} .
Peso adulto	
Fêmea	média = 4.350 g. (n = 5) ²¹⁶⁷ ; 4.100-5.000 g. (para <i>A. guariba</i> como um todo, baseado em 3 indivíduos) ⁷⁷⁶ .
Macho	média=6.730 g. (n = 4) ²¹⁶⁷ ; média = 7.750 g. (D.P. = 1.540, mín. = 6.000, máx. = 8.880, (n = 3) ¹²⁴⁵ ; 5.200-7.150 g. (para <i>A. guariba</i> como um todo, baseado em 4 indivíduos) ⁷⁷⁶ .
Comprimento adulto	
Fêmea	cabeça-corpo: 390-575 mm, cauda: 490-710 mm ⁴²⁶ ; cabeça-corpo: média = 494 mm, cauda: média = 459 mm (n = 10) ¹⁸³⁸ .
Macho	cabeça-corpo: 465-720 mm, cauda: 490-750 mm ⁴²⁶ ; cabeça-corpo: média = 550 mm, cauda: média=452 mm (n = 10) ¹⁸³⁸ ; cabeça-corpo: média=537 mm (D.P.=78, mín. = 450, máx. = 600, n = 3), cauda: média = 613 mm (D.P. = 23, mín. = 600, máx. = 640, n = 3) ¹²⁴⁵ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico. Geralmente um macho adulto e várias fêmeas adultas ^{996,1388,1430} . Encontrados também em grupos com um casal de adultos, um a três machos e uma fêmea e vários machos e várias fêmeas ^{426,1434,2114,2215} .	
Razão sexual	
1,62 fêmeas/macho ¹⁴³⁴ .	
Intervalo entre nascimentos	
22,5 meses ²²¹⁵ ; 9 meses ¹⁴³⁴ .	
Tempo de gestação	
~6,3 meses (n = 1) ²²⁰² .	
Tamanho da prole	
1 filhote ²²¹⁵ .	
Taxa de mortalidade	
74% dos filhotes sobrevivem até o primeiro ano de vida na Estação Biológica de Caratinga ²²¹⁵ .	
Longevidade	
15 a 20 anos ²²¹⁹ .	
Tempo geracional	
12 anos ¹⁰⁰¹ .	



Características genéticas

Cariótipo: 45, 46, 49, 50 ou 52¹⁵⁷¹; 2n = 48 (macho), 2n = 49 (fêmea)¹⁹³².

Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas):

Já foram identificadas diferenças genéticas significativas nas populações de *Alouatta guariba clamitans*, sendo que há variações no cariótipo de 2n = 45/46 até 2n = 52, aumentando de sul para norte, ao longo da área de distribuição^{1108,1569-1571,1932}. Além disso, foi sugerida a existência de mais de uma unidade evolutivamente significativa para este táxon a partir de moleculares^{903,1034,1250}. Esses dados indicam a necessidade de estudos com maiores amostragens e análises integrativas.

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, mas suspeita-se que o número de indivíduos maduros deste táxon seja superior a 10.000. Pinto *et al.*¹⁷⁶⁷ relatam ao menos oito populações com mais de 500 indivíduos, estimadas por transecto linear em áreas de Mata Atlântica no sul e sudeste do Brasil.

Alouatta guariba clamitans apresenta tamanho médio dos grupos de 4 a 5 indivíduos, os quais podem chegar a 11 indivíduos¹³⁸³. Di Fiore *et al.*⁷⁴⁵ citam os seguintes valores médios ou variação entre parênteses: 5,8 (2 a 11) - baseado em 25 grupos no PE Cantareira (SP) - 1 a 3 machos adultos e 1 a 4 fêmeas adultas por grupo, com 36% dos grupos com apenas um macho adulto; 6,8 (sem variação relatada) - baseado em 19 grupos - Estação Biológica Caratinga (MG) - 1 a 2 machos adultos e 1 a 3 fêmeas adultas por grupo, com 84% dos grupos com um macho apenas; 7 (4 a 11) - baseado em 10 grupos - Estação Biológica Caratinga (outro estudo) - 1 a 2 machos adultos e 1 a 3 fêmeas adultas por grupo, com 90% dos grupos com um único macho adulto. Ingberman *et al.*⁹⁹⁶ relatam valores médios bastante variáveis (1,8 a 9,4) com tamanho máximo 13 indivíduos. Na ARIE Floresta da Cicuta (RJ) Alves & Zaú⁴¹ observaram um tamanho médio de 5,8 (3 a 8) indivíduos por grupo, baseado em quatro grupos, todos com um macho apenas. Miranda & Passos¹⁴³⁴ relatam grupos com o tamanho médio de 6,3 indivíduos (4 a 10) - baseado em 5 grupos (APA Estadual da Escarpa Devoniana, PR) - 1 a 2 machos adultos e 1 a 3 fêmeas adultas.

Não há informações sobre o aporte de indivíduos de fora do Brasil ou a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Existem evidências de aumento nos níveis de ameaça fora do Brasil. Na Argentina o táxon está praticamente extinto em função do recente surto de febre amarela⁹⁴⁵. Entretanto, a população do Brasil não é afetada pelo declínio das populações estrangeiras.

As informações sobre abundância populacional são: 10,6 indivíduos/km² (CV = 25,9%) ou 2,4 grupos/km² (CV = 25,7%) no PE Ilha do Cardoso⁹⁹⁶. Estes mesmos autores compilaram 16 estudos que utilizaram métodos distintos e obtiveram valores que variam de 0,4 a 260 ind/km²: 0,6, 10,9, 15,7, 16,3 e 36,3 ind/km² em cinco localidades em SP⁵⁴⁵; 8,3 (7,1 a 10,2), 10,4 (9,0 a 12,9), 27,1 (23,4 a 33,4) e 34,6 (29,8 a 42,6) ind/km² em quatro localidades em SP¹³⁰⁷; 100, 110 e 260 ind/km² em três localidades no RS¹⁰²⁶. Di Fiore *et al.*⁷⁴⁵ citam os seguintes valores: 48 a 113 ind/km² (25 grupos no PE Cantareira - SP) e 117 ind/km² (19 grupos na Estação Biológica Caratinga - MG). Na ARIE Floresta da Cicuta - RJ, Alves & Zaú⁴⁰ estimaram uma densidade de 115 ind/km². Pinto *et al.*¹⁷⁶⁷ mencionam uma variação de 0,3 a 176,8 ind/km² (média ± DP: 23 ± 38, n = 20) em oito estudos. Embora esses autores não tenham diferenciado a subespécie, todos os locais estudados parecem corresponder à área de ocorrência de *A. g. clamitans*. Devido à restrição de *habitat*, as maiores densidades parecem ocorrer em fragmentos florestais pequenos, isolados ou urbanos/periurbanos.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: agricultura, pecuária, expansão urbana, vulnerabilidade às epidemias, desmatamento, desconexão e redução de *habitat* e caça. O cão doméstico pode representar uma importante ameaça para o bugio-ruivo em fragmentos florestais próximos a áreas



urbanas e rurais⁸⁰⁹, sendo, por exemplo, um dos principais motivos de entrada da espécie na Divisão Técnica de Medicina Veterinária e Manejo da Fauna Silvestre da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente de São Paulo (DEPAVE-3/SVMA/PMSP)^{600,800,1675}. Relacionado com o aumento da matriz energética e rodoviária, acidentes na rede elétrica são motivos de preocupação^{1210,1796}. Em recente estudo efetuado pela DEPAVE-3 foi constatado que *A. g. clamitans* foi o táxon mais afetado por acidentes na rede elétrica pública da região metropolitana de São Paulo dentre os dez registrados, correspondendo a 31 casos e uma perda de 84% dos indivíduos eletrocutados²⁰⁷⁷. No Rio Grande do Sul, o surto de febre amarela silvestre de 2008/2009 afetou muitas populações, sendo registrado inclusive extinções locais^{31,740}.

Ações de conservação

Existentes

Ações de sensibilização das comunidades locais^{25,2078,2375}. Instalação de pontes de corda na zona sul do município de Porto Alegre pelo Núcleo de Extensão Macacos Urbanos - NEMU/UFRGS visando minimizar atropelamentos e choques elétricos^{1210,2463}. A espécie está listada no Apêndice II da CITES e incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação).

Presença em unidades de conservação

Espírito Santo: REBIO Córrego Grande, REBIO do Alto da Serra da Paranapiacaba¹³⁸³, REBIO Duas Bocas, PE da Pedra Azul¹³⁸⁹, PE Forno Grande¹⁶⁷⁸, REBIO Augusto Ruschi¹⁷⁶⁴, REBIO Sooretama (considerado raro⁴³⁸), FLONA de Goytacazes (oficina de avaliação);

Espírito Santo/Minas Gerais: PARNA Caparaó¹³⁸³.

Minas Gerais: PE Ibitipoca⁹³⁹, PE Itacolomi¹¹⁸⁵, PE Rio Doce^{940,2198}, PE Serra do Brigadeiro⁵⁰⁷, RPPN Feliciano Abdala^{1387,1388}, PE Nova Baden (R.G.T. Cunha, obs. pess.), Parque Natural Municipal Pouso Alegre⁵¹³, FLONA Passa Quatro⁹⁶⁸, APA Estadual Fernão Dias, RPPN Sítio Raio Solar, RPPN Fazenda da Serra (oficina de avaliação);

Minas Gerais /Rio de Janeiro: PARNA Itatiaia^{42,619};

Rio de Janeiro: APA Estadual de Tamoios, APA Estadual da Bacia do Rio Macacu (oficina de avaliação), ARIE Floresta da Cicuta⁴², PARNA Serra dos Órgãos, PE Desengano, REBIO Poço das Antas, REBIO Tinguá¹³⁸³, PE da Ilha Grande¹⁵⁶⁵, APA da Serra da Mantiqueira, APA de Guapimirim, APA de Petrópolis, APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, REBIO União, APA de Macaé de Cima, ESEC Estadual de Guaxindiba, PE da Chacrinha, PE da Tiririca, PE dos Três Picos, REBIO de Araras, REBIO Estadual da Praia do Sul⁸⁵, APA de Cairuçu (oficina de avaliação, 2012);

São Paulo/Rio de Janeiro: PARNA Serra da Bocaina¹³⁸³;

São Paulo: APA Estadual Corumbataí, Botucatu e Tejuapá perímetro Corumbataí, APA Estadual Sistema Cantareira, APA Estadual Serra do Mar, APA Estadual Jundiá, APA Municipal Bororé-Colônia, APA Municipal Capivari-Monos^{600,2076}, APA Estadual de Campinas (oficina de avaliação, 2012), ESEC Est. Jureia-Itatins, PE Serra do Mar¹³⁸³, ESEC Caetetus (introduzido/reintroduzido)²²³⁵, ESEC Est. Xituê, PE Carlos Botelho, PE Turístico Alto Ribeira⁸⁴⁷, PE Alberto Löfgren (Horto Florestal)⁶⁰⁰, PE Cantareira^{1568,2114}, PE Intervalos²²⁰², ARIE Mata de Santa Genebra⁴³⁴, REBIO Municipal da Serra do Japi (citado como sendo raro), FLONA de Ipanema¹⁸⁴⁶, PE Fontes do Ipiranga^{1115,1121}, PE Ilha do Cardoso^{996,2046}, PE Morro do Diabo⁴⁷⁴, Parque Natural Municipal Bororé, Parque Natural Municipal Itaim (B.G. Fries, dados não publicados), Parque Natural Municipal da Cratera²⁰⁷⁶, RPPN Sítio Capuavinha (oficina de avaliação);

Paraná: APA Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, PARNA Ilha Grande¹¹, APA da Escarpa Devoniana¹⁴³⁰, APA de Guaraqueçaba (B. Ingberman, dados não publicados), PE de Caxambu¹²⁶³, PE Vila Velha¹²⁶³, ESEC do Caiuá¹²⁶³, PARNA do Iguaçu¹²⁶³, PE do Guartelá¹²⁶³, PE Pico do Marumbi¹²⁶³, PE das Lauráceas¹²⁶³, APA da Graciosa¹⁶⁸⁰, APA de Guaratuba¹⁶⁸⁰, ESEC do Caiuá¹⁶⁸⁰, PARNA de Superagui¹⁶⁸⁰, PARNA Saint-Hilaire-Lange¹⁶⁸⁰, APA estadual da Serra da Esperança (J.M.D. Miranda, dados não publicados);

Santa Catarina: PE das Araucárias (J.M.D. Miranda, dados não publicados), FLONA de Três Barras¹⁷³⁵,



RPPN Caetezal, RPPN Ano Bom, RPPN Parque Ecológico Artex (oficina de avaliação);
Rio Grande do Sul/Santa Catarina: PARNA Aparados da Serra¹³⁸³;
Rio Grande do Sul: APA Estadual do Banhado Grande (oficina de avaliação, 2012), APA Rota do Sol, ESEC Est. Aracuri-Esmeralda, FLONA São Francisco de Paula, PE Espigão Alto, PE Rondinha, PE Turvo, Parque Natural Morro do Osso, PE do Papagaio Charão (oficina de avaliação), REBIO da Serra Geral, REBIO Estadual Ibicuí-Mirim, REBIO Municipal Lami José Lutzenberger¹²⁸⁴, PE Itapua^{326,1284,1789}.

Áreas protegidas não contempladas pelo SNUC:

Espírito Santo: Reserva Natural Vale^{435,1389}, Reserva Florestal Fazenda Montes Verdes¹³⁸⁹.

Unidades de conservação em outros países:

Argentina: Parque Provincial Cruce Caballero (pelo menos dois grupos^{222,1671}), Parque Provincial Urugua-í, Reserva Natural Piñalito¹⁶⁷¹.

Pesquisas

Existentes

Existem diversos grupos desenvolvendo pesquisas com o táxon, destacam-se os seguintes: Situação dos primatas da Mata Atlântica – IPEMA; Filogeografia dos bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) – PUCRS, ICMBio/CPB, Núcleo de Extensão Macacos Urbanos – UFRGS e Laboratório de Primatas da PUCRS; Projeto Bugio - Indaial SC; Programa Experimental de Reintrodução de bugios – PER, DEPAVE, SVMA, PMSP⁸⁰¹; Projeto “Manejo e Conservação do Bugio *Alouatta clamitans* (Primates, Atelidae) na região metropolitana de São Paulo: aprimorando o programa de reintrodução”²⁰⁷⁵.

Necessárias

É preciso uma maior amostragem no limite oeste do táxon no Brasil, particularmente em São Paulo e Minas Gerais, assim como no limite norte para definir onde começa a área de ocorrência da subespécie *Alouatta guariba guariba*. Também há necessidade de mais estudos em potenciais zonas de simpatria com *A. caraya* em outros estados, além dos locais detectados no Paraná e Rio Grande do Sul. Particularmente relevante seria estudar remanescentes ao longo do rio Tietê e afluentes da margem esquerda do rio Grande para definir precisamente os limites entre *A. guariba clamitans* e *A. caraya*.



Alouatta guariba guariba (Humboldt, 1812)

Leonardo Gomes Neves, Leandro Jerusalinsky & Fabiano Rodrigues de Melo

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: barbado, barbado-vermelho, bugio, bugio-marrom, bugio-ruivo, guariba, bugio-marrom-do-norte



Foto: Leonardo Gomes Neves

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) C1+2a(i); D

Justificativa

Alouatta guariba guariba apresenta distribuição restrita ao bioma Mata Atlântica no sul da Bahia, extremo nordeste de Minas Gerais e extremo norte do Espírito Santo. Estima-se uma perda populacional maior que 25% em uma geração causada pelos efeitos sinérgicos gerados pela perda e fragmentação de *habitat*. Suspeita-se que o tamanho populacional atual é extremamente reduzido, não havendo mais do que 50 indivíduos maduros em qualquer subpopulação em decorrência da severa fragmentação. Portanto, o táxon foi categorizado como Criticamente em Perigo (CR), sob os critérios C1+2a(i); D.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{941,1450}	CR B2ab(i,ii,iii); C2a(i); D
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: CR
Avaliação global ¹³⁸⁴	CR C2a(i)

Outros nomes aplicados ao táxon

Alouatta fusca fusca E. Geoffroy, 1812.

Notas taxonômicas

Discute-se muito atualmente sobre o status taxonômico do táxon, uma vez que são reconhecidas duas subespécies de *Alouatta guariba*, sendo estas: *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812) e *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940); além da nomenclatura válida para a forma do norte^{864,865,1979}. Rylands & Brandon-Jones¹⁹⁷⁹ indicam que o uso do nome específico *A. guariba* Humboldt, 1812, seria o correto, precedendo a nomenclatura *A. fusca* E. Geoffroy, 1812, utilizada no Século XX. Em contrapartida, Gregorin⁸⁶⁵ argumentou que *A. fusca* seria o sinônimo sênior e, portanto, de acordo com a regra de prioridade estabelecida no Código Internacional de Nomenclatura Zoológica, prevaleceria sobre o nome *A. guariba*, sendo este último um sinônimo júnior (Escarlate-Tavares *et al.*^{683b}). Para a forma do sul não há divergências com relação à nomenclatura *clamitans* de autoria de Cabrera³³³. Estudos da morfologia do crânio e do osso hióide embasaram a argumentação de que as duas subespécies reconhecidas de *Alouatta guariba*, conforme listado em Rylands *et al.*¹⁹⁹³ e Groves^{878,879}, poderiam ser elevadas em nível



de espécie⁸⁶⁵, mas os estudos genéticos parecem ainda não conclusivos¹³⁸³. Aqui seguimos a taxonomia proposta por Groves^{878,879}, Rylands *et al.*¹⁹⁹³, Rylands²⁰⁰⁰ e Mittermeier *et al.*¹⁴⁴⁰.

Distribuição geográfica

O táxon é endêmico ao Brasil e está presente nos estados da Bahia, Minas Gerais, onde é nativo e residente, e no Espírito Santo é nativo, mas sua presença é incerta¹³⁸³.

Escarlate-Tavares *et al.*^{683b} descreveram, no livro do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central, as seguintes considerações para os limites da distribuição geográfica do táxon: Original: “Estima-se que a distribuição original de *Alouatta guariba guariba* seria delimitada ao sul pelo rio Jequitinhonha, podendo estender-se a oeste até os limites da Mata Atlântica, e ao norte até o rio Paraguaçu, no recôncavo baiano. Atual: Embora a validade desta subespécie seja ainda questionada, se assumido que este é um táxon válido, então, a distribuição atual está restrita pelo vale do rio Jequitinhonha. Foi argumentado que o rio Doce seria o limite de distribuição entre as duas subespécies de *Alouatta guariba*¹⁰⁹¹. Entretanto, observou-se que os bugios ao longo da margem norte do rio Doce eram praticamente indistinguíveis dos bugios ao longo da margem sul. No final da década de 1980 estudos de campo resultaram na descoberta de grupos imediatamente ao sul do baixo Jequitinhonha cuja pelagem era dourada enquanto que ao norte do médio Jequitinhonha grupos presentes em florestas decíduas apresentaram dimorfismo sexual na coloração da pelagem, o que é típico de *A. g. clamitans*, fêmeas marrom escuro e machos castanho dourado¹⁹⁹⁴. Ao norte do rio Jequitinhonha há poucos registros de bugios e poucas populações significativas remanescentes¹³⁶⁷. Se a coloração clara e uniforme dos grupos observados na região do baixo Jequitinhonha representa uma distinção subespecífica (*A. g. guariba*), então a população remanescente é minúscula. Estimada: Potencialmente *A. g. guariba* ocorreria em toda a região de Mata Atlântica do rio Paraguaçu (BA) até o norte do rio Doce, ES e MG. O limite da distribuição oeste coincidiria com o limite da distribuição da Mata Atlântica, com a espécie ocorrendo até a zona de transição com o Cerrado e a Caatinga. A leste o limite da distribuição seria a serra do Espinhaço^{335,932,937,994}. Considerando esta distribuição potencial, a espécie ocorreria em uma área de aproximadamente 221.000 km². Contudo adicionalmente a questão da validade do táxon há questionamentos sobre a validade desses limites geográficos^{473,1629,1983,1994,2025}. Um dos maiores





problemas é o fato de haver registros de indivíduos com padrão de coloração de *A. g. clamitans* ao sul do médio curso do rio Jequitinhonha e no norte do Espírito Santo^{936,1983,1994}. Com isso a distribuição de *A. g. guariba* seria muito menor do que se supunha. Assim, o mais apropriado seria considerar apenas a região centro-sul da Bahia e a porção nordeste de Minas Gerais, equivalente a 75.000 km², ou um terço da área original. Por essa razão, sugere-se que *A. g. guariba* seja um dos primatas mais ameaçados da Mata Atlântica, já entrando em vias de extinção¹⁹⁸³. Como as populações estão distantes e dentro das populações os grupos estão distantes e a caça ainda é forte na região³⁶¹, os grupos vocalizam pouco e na maioria das vezes não respondem ao playback sendo difícil o encontro.

A ONG IESB argumenta que a espécie ainda era abundante em toda região na década de 50, e que a partir da década de 70 as extinções locais começaram a ocorrer em massa. Em dois fragmentos onde a espécie foi reportada há 5 anos, atualmente não ocorre mais: em Itapetinga, devido à derrubada total do fragmento para pasto; e em Canavieiras, onde há 3 anos a espécie não é mais ouvida e nem visualizada. Existem áreas protegidas com confirmação de extinção local do táxon, são elas: REBIO Una; PE Serra do Conduru; APA Estadual Cachoeira da Pancada Grande (BA).

A extensão de ocorrência do táxon é de 134.541 km², valor do Mínimo Polígono Convexo - MPC, mas sua área de ocupação é menor que 2.000 km².

História natural

Alouatta guariba guariba habita a Floresta Atlântica de terras baixas, submontana e montana, estendendo-se até florestas sazonais semidecíduas e decíduas no estado de Minas Gerais^{435,438,1367,1387,1388,1994}. Não é estrito a *habitat* primários, apresentando certa tolerância a modificações/perturbações no ambiente¹³⁸³. Não há informações sobre área de vida para o táxon, mas atualmente está provavelmente limitada ao tamanho dos remanescentes florestais onde ainda está presente.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	3,6 a 4,5 anos ^{683a} .
Macho	4,8 a 5,5 anos ^{683a} .
Peso adulto	
Fêmea	4.100 a 7.150 g. ^{683a} .
Macho	4.100 a 7.150 g. ^{683a} .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 450 a 585 mm, cauda: 485 a 670 mm ^{683a} .
Macho	Cabeça-corpo: 450 a 585 mm, cauda: 485 a 670 mm ^{683a} .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁶ .	
Razão sexual	
1,3 a 1,9 fêmeas/macho ^{1388,2114} .	
Intervalo entre nascimentos	
22,5 meses ²²¹⁵ .	
Tempo de gestação	
6,1 a 6,4 meses ^{683a} .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ⁸⁶¹ .	
Longevidade	
Desconhecida para a espécie.	



Tempo geracional
12 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Escarlante-Tavares <i>et al.</i> ^{683b} descreveram, no livro do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central, as seguintes considerações para as características genéticas do táxon: “Mesmo análises moleculares ainda não foram capazes de esclarecer melhor a taxonomia destes táxons. Com base em análises genéticas em sequências do citocromo-b foram encontradas diferenças significativas entre populações de <i>A. guariba clamitans</i> do Rio de Janeiro e de Santa Catarina ⁹⁰³ . Estas diferenças correspondem as diferenças cariotípicas observadas por Koiffman ¹¹⁰⁸ e Oliveira <i>et al.</i> ^{1569–1571} , que registraram variações nos cariótipos de $2n = 45/46$ até $2n = 52$, aumentando de sul para norte da distribuição. Análises preliminares de sequências do primeiro segmento hipervariável da região controladora do DNA mitocondrial apontaram um agrupamento para populações do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo, significativamente distanciado do único indivíduo analisado de Minas Gerais ¹⁰³⁴ . Entretanto, a distância genética máxima encontrada por Harris <i>et al.</i> ⁹⁰³ foi consideravelmente maior que as registradas entre <i>A. caraya</i> e <i>A. belzebul</i> ¹⁵²⁶ . Desta forma, argumentou-se que a ampliação dos estudos moleculares em relação a este táxon poderia resultar no reconhecimento de três espécies – ou três unidades infra-específicas ⁹⁰³ – mesma inferência proposta por Jerusalinsky ¹⁰³⁴ .

População

Suspeita-se que o tamanho da população total remanescente seja de cerca de 250¹³⁸³ e o número de indivíduos maduros menor que 50.

Alouatta guariba guariba apresenta tamanho médio dos grupos de 4 e 5 ind/grupo, mas podem chegar até 11 indivíduos¹³⁸³.

Estima-se que a população, considerando *A. g. guariba* como um táxon válido, não deva ultrapassar 250 indivíduos com subpopulações menores que 50 indivíduos¹³⁸³. Melo^{1367,1368} encontrou grupos de 3 a 4 indivíduos isolados, não havendo mais que 10 animais registrados em um mesmo fragmento florestal visitado.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: Assentamentos rurais, agricultura, pecuária, predação por espécie exótica, desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat* e caça. Perda e fragmentação de *habitat*, principalmente pela expansão da monocultura de eucalipto e café nas áreas de extensão de ocorrência do táxon e caça nos locais com confirmação de grupos remanescentes. O isolamento de pequenos grupos por uma matriz não permeável para o táxon também é um importante fator de ameaça.

A ampliação da Reserva Indígena Caramuru Catarina-Paraguaçu para 54 mil hectares, na região onde foi visualizado o maior número de grupos ($n = 4$), pode colocar em risco a viabilidade dessa população. Esta inferência é reforçada pelo fato de que, em 10 anos de pesquisas na região, nenhum pesquisador do IESB se deparou com espécimes de *A. g. guariba* em cativeiro e, após dois meses sob a posse dos índios, dois espécimes foram encontrados em cativeiro ali.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Como parte das iniciativas governamentais para a conservação dos primatas ameaçados de extinção, a espécie foi incluída, juntamente com os muriquis, *Brachyteles* spp., como uma das espécies enfocadas pelo Comitê Internacional para Conservação e Manejo dos Atelídeos da Mata Atlântica, instituído pelo IBAMA em 2005⁹⁶². Já em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies



ameaçadas de extinção conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC⁹⁸⁰.

A inclusão do barbado-vermelho em *redlists* internacionais foi de alta relevância para canalizar a atenção para a situação da espécie e estimular projetos de pesquisa e conservação. A espécie foi incluída na lista dos 25 primatas mais ameaçados do mundo em 2012 e mantido em 2014²⁰⁵⁸. Esta lista, cuja organização é coordenada pelo Grupo Especialista em Primatas da Comissão para Sobrevivência de Espécies da IUCN, tem como objetivo alertar para a situação dessas espécies e promover o direcionamento de esforços de pesquisa, manejo e proteção para sua conservação.

Necessárias

Segundo Hirsch⁹⁴¹ as principais estratégias de conservação para o táxon seriam:

- desenvolvimento de um programa de criação em cativeiro, com cruzamento de indivíduos procedentes de localidades diferentes da área central de distribuição, para aumentar a variabilidade genética;
- desenvolvimento de um programa de manejo e reintrodução de populações nas unidades de conservação localizadas dentro da área de distribuição geográfica original nas quais as populações tenham se extinguido;
- identificação de áreas prioritárias e desenho de corredores ecológicos para a conservação deste táxon.

Presença em unidades de conservação

Espírito Santo: REBIO Córrego do Veado, REBIO Córrego Grande, REBIO Sooretama^{440,864,937,939,1091,1391,1629,2265}, PARNA Alto Cariri⁴³², APA Estadual Conceição da Barra (oficina de avaliação);

Minas Gerais: ESEC Estadual da Mata dos Ausentes^{440,864,937,939,1091,1391,1629,2265}, REBIO Mata Escura¹³⁶⁸, PE do Rio Doce^{992,2198};

Estima-se ainda a ocorrência do táxon em outras unidades na Bahia: PARNA e Histórico do Monte Pascoal, PARNA do Pau Brasil, PARNA do Descobrimento, RPPN Itacira; e no Espírito Santo: PE de Itaúnas e FLONA de Goytacazes, ES⁹³⁶. Provavelmente nos Parques Nacionais do extremo sul da Bahia a espécie ainda ocorra. O IESB participou do levantamento de fauna para o Plano de Manejo dessas áreas e, apesar de ter feito transectos utilizando o método de *playback*, a presença da espécie só foi registrada por meio de entrevistas.

Pesquisas

Existentes

Situação dos primatas da Mata Atlântica – IPEMA. Filogeografia dos bugios-ruivos (*Alouatta guariba*) – PUCRS, ICMBio/CPB.

Atualmente está sendo realizado um diagnóstico sistemático sobre a distribuição e estado de conservação das populações da espécie, parceria IESB, ICMBio/CPB e UFG.

Necessárias

Segundo Hirsch⁹⁴¹ as principais pesquisas para conservação necessárias são:

- levantamento de possíveis populações remanescentes, principalmente no leste de Minas Gerais, vale do médio e baixo rio Jequitinhonha e centro-sul da Bahia;
- pesquisas sobre taxonomia, biologia, demografia, dinâmica populacional e genética, para tentar identificar, dentre outras, as causas de sua raridade ao longo de grandes extensões geográficas e de sua ausência e/ou extinção em unidades de conservação.



Alouatta ululata Elliot, 1912

Juliana Gonçalves Ferreira, Paulo Thieres Pinto de Brito, Marcos de Souza Fialho & Plautino de Oliveira Laroque

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: guariba, capelão, guariba-da-caatinga



Foto: Val Campos

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) C2a(i)

Justificativa

Alouatta ululata é uma espécie que ocorre nos estados do Maranhão, Piauí e Ceará, em áreas de Caatinga, Cerrado e manguezais. Suspeita-se que o número de grupos existentes seja menor que 1.000, sendo assim o número de indivíduos maduros próximo de 2.500, distribuídos em subpopulações com menos de 250 indivíduos maduros. Infere-se que há um declínio populacional continuado causado principalmente pela perda e fragmentação de *habitat* em função da agricultura, pecuária, assentamentos rurais, carvoaria, pressão de caça e futuras construções de barragens no rio Parnaíba, em especial na Caatinga. Deste modo, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1598}	CR* C1+2a(i)
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁵⁹⁹	EN C1

*Avaliada como *Alouatta belzebul ululata*

Outros nomes aplicados ao táxon

Alouatta belzebul ululata Elliot, 1912.

Notas taxonômicas

De acordo com de Oliveira & Kierulff¹⁵⁹⁹, Hill⁹³² listou cinco subespécies de guariba-de-mãos-ruivas *Alouatta belzebul*: *A. b. belzebul* (Linnaeus, 1766) para o leste do Pará³³⁵, *A. b. discolor* (Spix, 1823) em Gurupá, também no Pará; *A. b. ululata* Elliot, 1912, em Miritiba, Maranhão, *A. b. mexianae* (Hagmann 1908), da ilha de Mexiana, no arquipélago de Marajó e *A. b. nigerrima* (Lönnerberg, 1941) (com limite de ocorrência para Patinga, Amazonas)³³⁵. Groves^{878,879} considerou *A. discolor* (Spix, 1823) e *A. ululata* Elliot, 1912, como sinônimos de *A. belzebul*. Gregorin⁸⁶⁵, contudo, validou estas como espécies distintas. Aqui está sendo seguida a proposta taxonômica de Rylands²⁰⁰⁰, em consonância com este último.



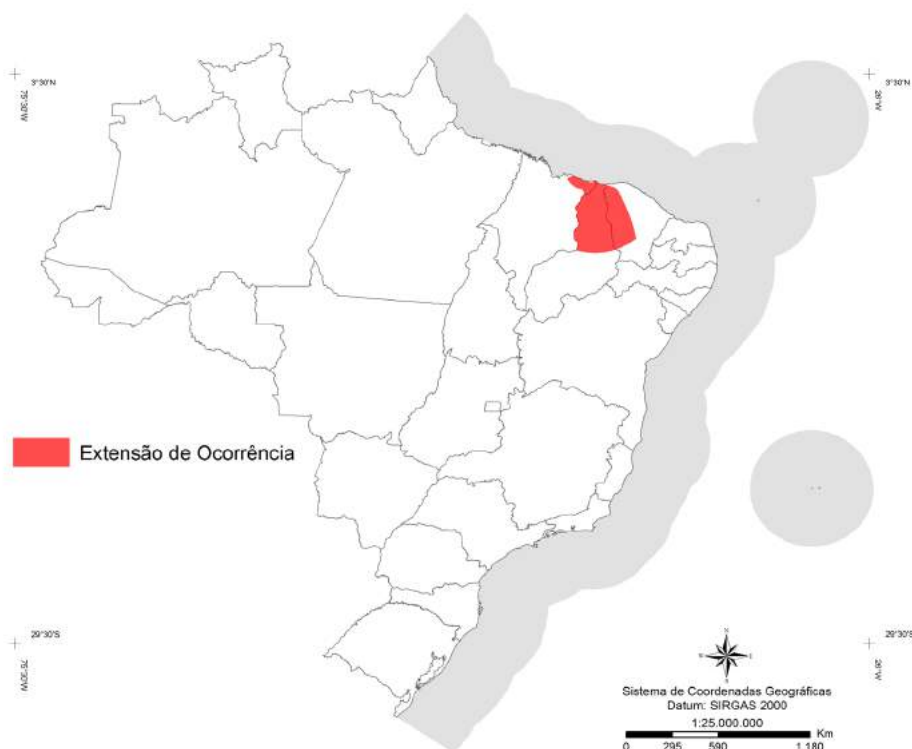
Distribuição geográfica

O táxon é endêmico à região nordeste do Brasil, ocorrendo ao longo dos estados do Ceará, Piauí e Maranhão, em especial nas proximidades do litoral¹⁵⁹⁹.

O limite oeste aparentemente está localizado a leste do rio Itapecurú em Humberto de Campos, no litoral do Maranhão. Bonvicino *et al.*²⁴⁸ registraram a espécie em Boa Vista, a leste no baixo rio Parnaíba, ainda no Maranhão; em Goiabeira e Granja na margem oeste da foz do rio Coreá no Ceará; e Bom Jardim; além de São Benedito na Serra da Ibiapaba. Oliveira *et al.*¹⁵⁹⁷, registram a Serra da Ibiapaba como limite leste da distribuição, entretanto, em Gonçalves *et al.* (dados não publicados) verifica-se a presença do táxon no município de Acopiara (CE), ampliando o limite leste em cerca de 120 km. Guedes *et al.*⁸⁸³ registrou ainda mais duas localidades na Serra da Ibiapaba no município de Ibiapina. Gonçalves *et al.* (dados não publicados) observaram que no Piauí, a espécie é relativamente comum ao norte do estado, e sua distribuição estende-se mais ao sul do que foi anteriormente reconhecida, chegando até o médio curso do rio Piauí, próximo a cidade de Nazaré no Piauí. Embora menos comum, a espécie também está presente no litoral oriental do Maranhão (Gonçalves *et al.*, dados não publicados).

Os recorrentes relatos de extinção local, aliados a presença de uma população de *A. ululata* isolada por centenas de quilômetros da mais próxima no Ceará, sugere que a espécie teve forte redução na sua área de ocupação. Atualmente há indicações de que a distribuição atual do táxon também está reduzida em relação a sua área de ocupação histórica na região do entorno de Teresina, devido ao aumento de canaviais (Gonçalves *et al.*, dados não publicados).

A extensão de ocorrência da espécie é de 135.532 km², calculada pelo Mínimo Polígono Convexo - MPC dos registros conhecidos e não se conhece sua área de ocupação.



História natural

Alouatta ululata ocorre em florestas de babaçu, florestas semidecíduais, caatingas arbóreas, mangues e brejos nordestinos¹⁵⁹⁹, distribuídos nos domínios da Caatinga e do Cerrado. O táxon não é restrito a *habitat* primários, entretanto, de acordo com Pinto e Roberto (dados não publicados), não apresenta tolerância à perturbação no ambiente, pois a espécie é muito sensível à caça, com populações persistindo



apenas em regiões protegidas de tal ameaça.

Como todas as demais espécies do gênero, é folívoro-frugívoro, ocupando e defendendo pequenas áreas de vida. Pinto & Roberto (dados não publicados) estimaram a área de uso de um bando nas matas secas de Caxingó, Piauí, em sete hectares através do método de MPC com 95% dos pontos. O método Kernel Adaptativo 90% estimou a área em 13,85 ha. Já nas áreas de mangue do Igarapé dos Periquitos, município de Ilha Grande, Piauí, foi observado um tamanho médio de área de uso por bando de 7,96 ha ($\pm 5,53$) com um mínimo de 1,26 ha e máximo de 20,27 ha.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	4.700 a 5.300 g. (ICMBio/CPB, dados não publicados).
Comprimento adulto	
Fêmea	Desconhecido para a espécie.
Macho	Cabeça-corpo: 430 a 460 mm, cauda: 520 a 615 mm (n = 1) (ICMBio/CPB, dados não publicados).
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁶ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
16,6 meses ⁵³⁸ .	
Tempo de gestação	
Cerca de 180 dias (para o gênero conforme Di Fiore <i>et al.</i> ⁷⁴⁵).	
Tamanho da prole	
1 filhote.	
Longevidade	
20 anos (para o gênero conforme Di Fiore <i>et al.</i> ⁷⁴⁵).	
Tempo geracional	
12 anos, valor atribuído ao gênero ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: A análise cariotípica de um macho de <i>Alouatta ululata</i> evidenciou 2n = 49 (Viana <i>et al.</i> , dados não publicados). Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): O único estudo genético-molecular a incluir amostra de um indivíduo de <i>Alouatta ululata</i> , analisando o Citocromo b do DNA mitocondrial, apontou que o táxon agrupa com os indivíduos amostrados de <i>Alouatta belzebul</i> (Viana <i>et al.</i> , dados não publicados). Esse estudo indicou, também, que o grupo <i>A.belzebul/A.alouata</i> tem como espécie mais próxima <i>Alouatta guariba</i> (Viana <i>et al.</i> , dados não publicados), corroborando o encontrado por outros estudos ^{249,505,1352} .	

População

Alouatta ululata apresenta tamanho médio dos grupos variando entre 4 e 5 ind/grupo, podendo chegar a 11 indivíduos¹⁵⁹⁹. Pinto & Roberto (dados não publicados), nas matas secas do município de Caxingó, Piauí, observaram a composição de seis bandos. Esta variou entre sete e dez indivíduos com



uma média de 8,33 ($\pm 1,36$) indivíduos. Estes valores foram obtidos por meio de 41 avistamentos. Através da aplicação de questionários em 50 entrevistas, 29,7% dos moradores locais afirmaram que os bandos eram formados por um a seis indivíduos, 27,6% relataram bandos de seis a 12 indivíduos, 17% falaram em bandos maiores que 13 indivíduos e 25,5% não souberam responder. Os mesmos autores estimaram que, na região do Igarapé dos Periquitos, área de manguezais do município de Ilha Grande, Piauí, a composição dos bandos variou de dois indivíduos a bandos de até 14 indivíduos com uma média de 5,85 ($\pm 2,63$) indivíduos. As entrevistas com moradores apontaram bandos de mais de 20 indivíduos em 4,4% dos casos, já 20% das entrevistas apontam bandos compostos por 10 a 20 animais, outros 20% falam de bandos com seis a dez guaribas, 26,6% falam de bandos de um a seis indivíduos e 28,8% dos entrevistados não souberam responder.

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, entretanto, suspeita-se que o número de indivíduos maduros deste táxon não ultrapasse 2.500. Suspeita-se que a maior população da espécie esteja no delta do rio Parnaíba (Gonçalves *et al.*, dados não publicados).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: Perda e fragmentação de *habitat* em função da expansão agropecuária, com destaque para a lavoura canavieira ao longo do médio e baixo Parnaíba, assentamentos rurais e carvoarias, contínua e intensa caça, em especial no Ceará e Maranhão, e potenciais barramentos ao longo do rio Parnaíba e de seus efluentes. A pressão de caça varia de intensidade nas regiões de ocorrência do táxon, sendo menos intensa no estado do Piauí. O aquecimento global, reduzindo as cotas pluviométricas da região, pode vir a ser o fator preponderante de impacto em longo prazo.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e está inserida no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas do Nordeste⁶⁹⁸ e no Plano de Ação Nacional para a Conservação das espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal^{990c}.

Necessárias

De acordo com Oliveira & Ferreira¹⁵⁹⁸:

- Efetivar estratégias de fiscalização contra a caça em toda área de distribuição da espécie e especialmente ao longo da serra da Ibiapaba no Ceará;
- Criação de unidades de conservação em áreas muito fragmentadas, a exemplo das matas remanescentes no vale do rio Longá (PI), como estratégia contra a caça, envolvendo áreas de mata de fazendas desapropriadas para reforma agrária pelos governos federal e estadual;
- Restringir o uso e a ocupação dos morros que ainda tenham vegetação natural como medida de conservação das populações da Caatinga, especialmente na APA da Serra da Ibiapaba;
- Manutenção e garantia de fiscalização e proteção da espécie na APA da Foz do Rio Parnaíba e na RESEX da Foz do Rio Parnaíba, PI/MA, onde as populações de *Alouatta ululata* estão aparentemente saudáveis;
- Conservação da vegetação característica da foz do rio Parnaíba, pois a proteção desta espécie nesta região parece estar diretamente relacionada a um tipo de vegetação conhecido como jiquirizal, constituído por bosques de jiquiri (*Machaerium lunatum* (L. f.) Ducke) (Pinto & Roberto, dados não publicados). Esta vegetação é constituída por arbustos densamente organizados e cobertos por espinhos, o que a torna impenetrável a caçadores e, portanto, uma área segura aos guaribas.

Presença em unidades de conservação

Maranhão: PARNA Lençóis Maranhenses¹⁸⁰³, APA Estadual da Foz do rio das Preguiças – Pequenos lençóis – Região lagunar adjacente, APA de Upaon-Açu/Miritiba/Alto Preguiças (oficina de avaliação);



Maranhão/Piauí: RESEX Marinha Delta do Parnaíba¹⁵⁹⁸;
Piauí: FLONA de Palmares (G. Alencar, com. pess., 2012);
Ceará: PARNA Ubajara (talvez extinto)¹⁵⁹⁷, APA Serra da Meruoca (oficina de avaliação);
Ceará/Piauí: APA Serra da Ibiapaba¹⁵⁹⁹;
Ceará/Piauí /Maranhão: APA Delta do Parnaíba¹⁵⁹⁸.

Pesquisas

Necessárias

Mapeamento das populações remanescentes da espécie, com uma avaliação sobre a situação das ameaças em cada localidade;

A revisão taxonômica desta espécie é necessária e pode trazer fortes implicações para a sua conservação¹⁵⁹⁸.

Ateles belzebuth (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1806)

Ítalo Martins da Costa Mourthé, Camila Crispim Muniz & Anthony Brome Rylands

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: macaco-aranha, coatá



Foto: Renata Borcony de Azevedo

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cd

Justificativa

Ateles belzebuth vem sofrendo com a caça ilegal e redução em sua área de ocupação. Além disso, quase toda a sua extensão de ocorrência sobrepõe-se com a Terra Indígena Yanomami, na qual a espécie é preferencialmente caçada e onde o uso de armas de fogo e o acesso às áreas mais remotas têm aumentado nas últimas décadas. Por estas razões, infere-se uma redução de pelo menos 30% da população ao longo de três gerações ou 45 anos. A espécie foi, portanto, classificada como Vulnerável (VU), sob o critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1835,1980}	VU A3cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁶⁸	EN A2cd



Outros nomes aplicados ao táxon

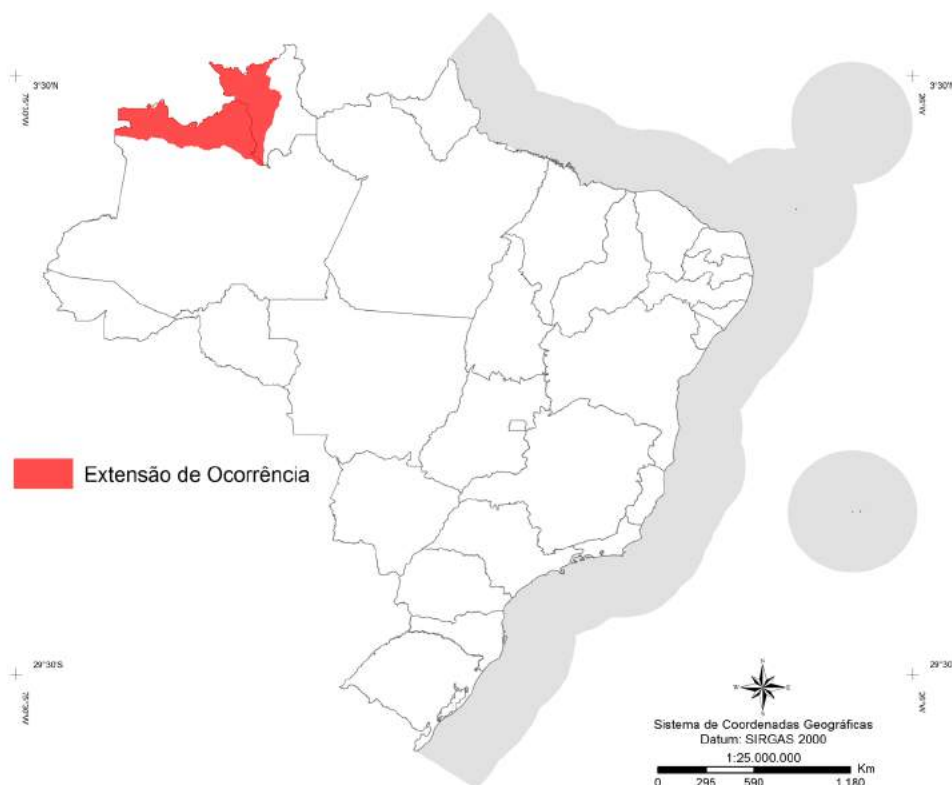
Ateles belzebuth ssp. belzebuth É. Geoffroy, 1806; *Ateles marimonda*; *Ateles fuliginosus* (Kellogg & Goldman, 1944).

Notas taxonômicas

A taxonomia dos macacos-aranha é baseada em Kellogg & Goldman¹⁰⁵⁵ e Hill⁹³². As formas *hybridus*, *chamek* e *marginatus* são listadas como espécies distintas¹⁹⁹³. Froehlich *et al.*⁸⁰², Medeiros¹³³⁸ e Medeiros *et al.*¹³³⁷ argumentaram que *A. paniscus* é uma forma distinta e sem subespécies. Van Roosmalen¹⁹⁴⁰ descreveu um macaco-aranha, ao oeste do rio Branco (tão ao norte quanto o rio Uraricuera), que acreditava ser uma espécie não descrita anteriormente, mas não menciona este fato posteriormente¹⁹³⁸. Este local estaria dentro da extensão de ocorrência de *Ateles belzebuth*. Van Roosmalen informou que esse táxon seria raro e muito caçado pelos índios Yanomami. Esta população foi avistada no sopé e nas encostas da Serra da Neblina e Serra do Imeri, em ambos os lados da rodovia entre São Gabriel da Cachoeira e Cucuí, perto da cabeceira do rio Padauri, bem como nos rios Aracá (Serra do Aracá), Demini e Uraricuera (incluindo a Ilha de Maracá, onde a população foi estudada por Nunes *et al.*¹⁵⁵⁹, Nunes¹⁵⁵⁸, Nunes *et al.*¹⁵⁶⁰ e recentemente, por Mourthé¹⁴⁹⁶). Van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁸ sugere, porém, sem detalhes ou explicação, que há uma espécie diferente ao sul do Rio Caquetá e ao norte do Rio Amazonas na Colômbia, Equador e Peru, denominada *Ateles variegatus* Wagner, 1840, que outros autores^{75,2282} consideram ser *A. belzebuth*. Entretanto, parece haver algum equívoco, visto que a localidade-tipo de *A. variegatus* é a Serra do Cucuí, no alto rio Negro. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Konstant & Rylands¹¹¹⁰. Mais estudos são necessários, principalmente, visando identificar a variabilidade genética do táxon ao longo de toda a sua extensão de ocorrência.

Distribuição geográfica

O táxon não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também na Colômbia, Equador, Peru e Venezuela²⁶⁸. No Brasil está presente nos estados de Amazonas e Roraima, onde é residente e nativo. Ocorre ao norte do rio Negro e sua distribuição é limitada ao leste pelo rio Branco e pelas áreas de savana, lavrado, do nordeste do estado de Roraima, onde não há registro da espécie. No oeste, a espécie está distribuída até





a Colômbia, Peru e Equador.

Embora a extensão de ocorrência da espécie seja ampla, ela não ocorre continuamente por toda a área¹⁸³⁵, estando ausente ou sendo muito rara em extensas áreas de Campina e Campinarana, como na região da Cabeça do Cachorro no estado do Amazonas, onde não existem evidências de sua ocorrência (A.B. Rylands, obs. pess., 2012). Há indicações de que a distribuição atual do táxon tenha sido reduzida em relação à sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica, devido ao possível registro da espécie no PARNA do Jaú¹³³. É necessário um maior esforço de amostragem nestas regiões para avaliar a ocorrência da espécie. Na Colômbia, *A. belzebuth* também está ausente em grandes áreas do leste do país, consideradas dentro do limite da distribuição^{268,592}. A extensão de ocorrência da espécie foi estimada em 81.279 km² e sua área de ocupação deve ser maior que 2.000 km².

História natural

Ateles belzebuth gasta cerca de 17 a 22% do seu orçamento temporal alimentando-se, 10 a 36% deslocando-se, 45 a 61% descansando e 0,1 a 7% engajado em atividades sociais^{1096,1558,2221}. O principal alimento deste táxon são os frutos maduros; item que compreende entre 73 a 92% de sua dieta^{612,748,1096,1496,1560}. Folhas, principalmente novas, são consumidas regularmente, mas este recurso pode aumentar em importância na dieta da espécie durante períodos de escassez de frutos^{748,1560}. Outros recursos consumidos em menor proporção são flores, terra, cupinzeiros arbóreos, madeira apodrecida e invertebrados^{224,1205,1496,1560}.

A espécie ocorre, preferencialmente, em floresta tropical de terra firme, podendo estar associada ao relevo acidentado das encostas de serra, mas geralmente, é restrito aos *habitat* primários²⁶⁸. No entanto, pode usar florestas alagadas durante períodos de escassez de frutos na floresta de terra firme¹⁷. A ocorrência do táxon e sua abundância parecem ser relacionados com as características da floresta e com a disponibilidade de frutos, indicando uma alta sensibilidade aos distúrbios¹⁸³⁵. Um táxon próximo, *A. paniscus*, aparentemente desapareceu de fragmentos recém-isolados de floresta contínua nas proximidades de Manaus, indicando que o gênero não é tolerante a modificações/perturbações em seu *habitat*¹⁹⁸⁴, provavelmente, devido ao seu grande tamanho corporal e dependência dos frutos na alimentação.

A área de vida do táxon foi estimada entre 259 e 388 ha para 15 a 18 indivíduos¹⁰⁹⁷, na Colômbia. No Brasil, um grupo estudado na ESEC Maracá usou uma área de vida de 316 ha¹⁵⁵⁸. Em média, os machos apresentaram áreas de vida maiores com 140 ha do que as fêmeas com 87,5 ha. Grupos adjacentes apresentam uma sobreposição considerável de suas áreas de vida, 20 a 30%¹⁰⁹⁷, mas menor do que em outros táxons relacionados, como no caso de *Lagothrix*⁷⁴⁵. Na ESEC Maracá, o grupo de estudo praticamente não apresentou sobreposição de sua área de vida com grupos adjacentes (I. Mourthé, dados não publicados).

Devido à sua dieta essencialmente frugívora, grande tamanho corporal, longos deslocamentos diários e ao fato de que as sementes ingeridas normalmente passam intactas pelo trato digestório, *Ateles belzebuth* tem um papel significativo na dispersão de sementes ao longo de sua extensão de ocorrência. Isso sugere que um declínio populacional de *A. belzebuth* pode ter efeitos diretos e negativos na dinâmica da floresta, especialmente, na ausência de outros dispersores de grande porte^{1204,1640}.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	A maturidade sexual das fêmeas e machos em <i>Ateles belzebuth</i> ocorre em torno dos 4 a 5 anos ^{592,745} .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	A espécie não apresenta dimorfismo sexual acentuado. As fêmeas de <i>A. belzebuth</i> são apenas um pouco mais leves (8.112 g, n = 15) ⁷⁷⁶ Ford & Davis 1992; (7.850 g, n = 16) ²¹⁶⁷ do que os machos (8.532 g, n = 12) ⁷⁷⁶ ; (8.290 g, n = 10) ²¹⁶⁷ .
Macho	



Comprimento adulto	
Fêmea	Desconhecido para a espécie.
Macho	
Sistema de acasalamento	
O sistema de acasalamento da espécie é poligâmico.	
Razão sexual	
A razão sexual na espécie é desviada para fêmeas: média ± DP = 2,0 ± 0,8 (1,2 a 3,7) (Shimooka <i>et al.</i> ²⁰⁹¹ , na Colômbia); 1,8 ± 0,7 (1,3 a 2,3) ¹⁵⁵⁸ (I. Mourthé, dados não publicados, ESEC Maracá). Razões sexuais estimadas dividindo-se o número de fêmeas pelo número de machos nos grupos. Estimativas baseadas apenas em adultos e sub-adultos.	
Intervalo entre nascimentos	
Shimooka <i>et al.</i> ²⁰⁹¹ sugerem um intervalo entre nascimentos de 43,7 ± 5,1 meses (n = 7; variação: 38 e 54 meses) e Di Fiore & Campbell ⁷⁴⁵ : 34,5 ± 5,8 meses.	
Tempo de gestação	
Estimado em 7,5 a 7,7 meses ⁵⁹² .	
Tamanho da prole	
As fêmeas dão a luz a um filhote por vez. Embora o nascimento de gêmeos seja possível, não ocorre comumente ³⁵⁷ .	
Longevidade	
Não existem registros precisos da longevidade da espécie em vida livre, mas alguns indivíduos podem ter alcançado pelo menos 25 anos em cativeiro.	
Tempo geracional	
15 anos ¹⁰⁰¹ .	
Taxa de crescimento anual da população	
A taxa de crescimento anual da população é potencialmente baixa, considerando as informações registradas em um grupo estudado ainda na década de 1980 na ESEC Maracá (Segundo Nunes ¹⁵⁵⁸ , n = 19-23), que apresentou um aumento inexpressivo desde então (I. Mourthé, dados não publicados; n = 22-25 ind).	
Taxa de mortalidade	
A taxa de mortalidade natural em <i>A. belzebuth</i> é potencialmente baixa. Ao longo de 14 meses de estudo, apenas um macho juvenil desapareceu do grupo de estudo na ESEC Maracá, em Roraima (I. Mourthé, obs. pess., 2012).	
Características genéticas	
<i>Ateles belzebuth</i> apresenta um cariótipo 2n = 34, XX/XY ¹⁵³⁸ . <i>A. belzebuth</i> , <i>A. chamek</i> e <i>A. marginatus</i> formaram um clado não resolvido com <i>A. geoffroyi</i> como grupo irmão, enquanto <i>A. hybridus</i> foi considerado como um táxon divergente ¹⁵³⁸ . Collins & Dunbach ⁴⁸⁷ chamaram a atenção para a dificuldade de interpretação da variabilidade genética de <i>A. b. chamek</i> e <i>A. b. marginatus</i> , duas espécies que estão distribuídas por uma vasta região geográfica (os autores não incluíram amostras de <i>A. b. belzebuth</i> neste estudo). Como também ocorre ao longo de uma extensa região, <i>Ateles belzebuth</i> deve apresentar uma grande variabilidade genética, mas não existem estudos que mostrem isso no Brasil.	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Os grupos de *Ateles belzebuth* tem entre 16 e 36 indivíduos ao longo de sua extensão de ocorrência^{17-19,612,1558,2092}. Nunes^{1558,1560} estudou um grupo na ESEC Maracá contendo entre 19 e 23 indivíduos adultos, sendo seis machos e oito fêmeas, e o restante dos indivíduos juvenis e infantes de ambos os sexos. Atualmente, o mesmo grupo tem pelo menos 22 indivíduos, sendo composto por aproximadamente quatro machos adultos, nove fêmeas adultas e nove juvenis e infantes fêmeas (I.



Mourthé, dados não publicados). Entretanto, a espécie apresenta uma dinâmica social extremamente fluida, significando que os indivíduos de um grupo raramente permanecem juntos ao longo do dia. Em geral, os indivíduos formam subgrupos com composição sexo-etária e tamanho variados⁹⁷. De maneira geral, os machos em *Ateles* são, normalmente, filopátricos enquanto fêmeas dispersam para outros grupos, aproximadamente aos 4 a 5 anos⁷⁴⁵, mas estudos genéticos recentes indicam que machos de *A. geoffroyi* também dispersam em certos casos⁹⁷. Observações recentes da dispersão de machos para outros grupos entre os Atelídeos, considerados anteriormente como filopátricos, têm sido atribuídas à migração dos machos em busca de grupos com razões sexuais mais favoráveis, maior número de fêmeas disponíveis para a reprodução^{97,2285}.

Pode existir aporte de indivíduos da população venezuelana para a brasileira, mas não existem dados que comprovem esse aporte. Relatos de indígenas Yanomami confirmam que o táxon ocorre no extremo noroeste do estado de Roraima (M. Saraiva, com. pess., 2012) assim como nas regiões norte e sul daquele ponto, ambas em território venezuelano. Este aporte também poderia ocorrer entre as populações do norte do estado do Amazonas e Colômbia. Entretanto, parece que não há localidades conhecidas ligando as populações brasileiras e venezuelanas com as populações do sudoeste da Colômbia, Equador e norte do Peru²⁶⁸. Desta forma, a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais não é conhecida. Contudo, com a diminuição das populações estrangeiras devido às evidências de aumento nos níveis de ameaça fora do Brasil²⁶⁸, mesmo que haja a contribuição das populações estrangeiras com o aporte de indivíduos para a população brasileira, suspeita-se que esta contribuição seja reduzida no futuro.

A densidade populacional foi estimada em 15 a 18 ind/km² em La Macarena, Colômbia¹⁰⁹⁷ e 11,5 ind/km² no PARNA Yasuní, Equador⁶¹². Aquino *et al.*⁷⁴ relataram 15,5 a 16,5 ind/km² em áreas com moderada e baixa pressão de caça, respectivamente, e 1,5 ind/km² em áreas sujeitas a forte pressão de caça, no norte do Peru. Estimativas de densidade na Reserva Nacional Pacaya Samiria (Peru), foram de 1 ind/km² (72). Estimativas populacionais no Brasil são, basicamente, provenientes dos estudos realizados na ESEC Maracá: 5,0-5,8 ind/km² (1378); 34 ind/km² (1560) (estimativa baseada em um esforço amostral de apenas 149 km percorridos). Outras estimativas indicam abundância de 0,19 sub-grupos/km (tamanho médio dos sub-grupos observados: 3,7 indivíduos) e 0,15 a 0,16 sub-grupos/quilômetro¹⁴⁹⁶⁻¹⁴⁹⁸. Os sub-grupos tem, em média ($\pm$ DP) $4,9 \pm 3,9$, variando entre 1 e 22 indivíduos (I. Mourthé, dados não publicados). *Tendência populacional*: declinando.

Ameaças

Os atelíneos são os primatas Neotropicais mais suscetíveis aos impactos negativos das atividades antropogênicas⁷⁴⁵. Eles figuram entre as espécies preferidas e mais comumente caçadas entre as populações indígenas e não-indígenas na Amazônia^{745,1726,1727,1734,2090}. Por isso, uma das principais ameaças identificadas para o táxon foi a caça. Embora existam poucos dados²²²⁰ quantificando suas reais consequências para a espécie, estima-se que *Ateles belzebuth* sofra grande impacto com a caça. A extensão de ocorrência atual da espécie é, em grande parte, sobreposta à TI Yanomami, na qual a espécie é preferencialmente caçada e onde o uso de armas de fogo e o acesso às áreas mais remotas têm sido crescente (J. P. Boubli, com. pess., 2012). Assim como ocorre com outros táxons de grande porte, essa espécie, que é bastante apreciada pelos caçadores, apresenta recrutamento lento (taxa de crescimento populacional reduzida), o que pode determinar sua fragilidade frente às crescentes pressões antrópicas atuais^{1727,1835}. Indivíduos deste gênero são ilegalmente mantidos em cativeiro com certa frequência¹¹⁸⁸. Sugere-se que a ausência de primatas de grande porte no interflúvio Negro-Solimões¹³³, possivelmente, pelo impacto da sobrecaça sobre estas espécies²⁰⁹⁰. Outra ameaça identificada foi a redução do *habitat*¹⁸³⁵, através do desmatamento, fragmentação e alagamento de amplas áreas de floresta ao longo da extensão de ocorrência da espécie, resultante do crescente aumento das frentes de colonização humana, como fazendas, assentamentos rurais e expansão urbana, e aumento da matriz energética, possibilidade de instalação de uma hidrelétrica no rio Branco, no município de Caracará. Felizmente, a densidade populacional humana ao longo da extensão de ocorrência da espécie ainda é relativamente baixa.



Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}. Um programa de educação ambiental piloto foi iniciado na ESEC Maracá e seu entorno em parceria com o ICMBio (I. Mourthé, obs. pess., 2012). O objetivo deste programa é a conscientização dos moradores do entorno e visitantes da UC sobre a importância da manutenção de populações saudáveis de *A. belzebuth* e sua influência na manutenção da floresta e dos seus serviços ambientais. A aplicação das leis ambientais existentes em áreas de ocorrência de *Ateles belzebuth* fora das unidades de conservação deve ser urgente, principalmente visando proteger as florestas primárias, *habitat* prioritário para a espécie.

Presença em unidades de conservação

Existe número razoável de unidades de conservação dentro da extensão de ocorrência de *A. belzebuth* que poderiam garantir a conservação da espécie e de seus *habitat*.

Amazonas: PARNA Pico da Neblina, FLONA Amazonas^{268,274}, PE Serra do Aracá (J.P. Boubli, obs. pess., 2012). Sugere-se que *A. belzebuth* ainda ocorra no PARNA Jaú e na REBIO Morro do Seis Lagos, mas estas possibilidades de ocorrência não foram confirmadas^{133,1835};

Roraima: ESEC Maracá¹⁵⁵⁹, FLONA Roraima²⁶⁸ (M. Saraiva, com. pess., 2012), PARNA Serra da Mocidade²⁶⁸ (É. Fujisaki, com. pess., 2012), ESEC Niquiá²⁶⁸, ESEC Caracará¹⁸³⁵.

A ocorrência da espécie é também confirmada na Terra Indígena Yanomami²¹ (M. Saraiva & J. Boubli, obs. pess., 2012), que abrange os dois estados supracitados.

A espécie também está presente em unidades de conservação em outros países:

Colômbia: PARNA Natural Amacayacu, PARNA Natural Cahuinari, PARNA Natural Serrania de Chiribiquete, PARNA Natural Cordillera de los Picachos, PARNA Natural Cueva de los Guacharos, PARNA Natural Tinigua, Reserva Nacional Natural Nukak, Reserva Nacional Natural Puinawai, PARNA Natural La Paya¹⁷⁷¹, PARNA Natural Serranía de la Macarena^{18,19};

Equador: PARNA Podocarpus, PARNA Sumaco-Napo Galeras, Reserva Ecológica Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Cofán-Bermejo²²⁸², PARNA Yasuní^{612,2282};

Peru: Reserva Nacional Pacaya-Samiria⁷⁵;

Venezuela: PARNA Serrania de la Neblina, PARNA Parima Tapirapecó, PARNA Duida-Marahuaca, PARNA Jauá-Sarisarinama, PARNA Yapacana²⁶⁸.

Pesquisas

Para garantir o conhecimento da abundância de *Ateles belzebuth*, assim como avaliar possíveis indicadores ambientais da ocorrência da espécie em determinadas áreas e as ameaças à sua sobrevivência, levantamentos populacionais devem ser realizados ao longo de toda a sua extensão de ocorrência no Brasil. Incentivos devem ser realizados para implementação de programas de educação ambiental com foco na espécie, principalmente, entre indígenas e moradores do entorno de UCs, que frequentemente utilizam o táxon em sua dieta. Ainda, é imprescindível que se faça a gestão da caça da espécie em unidades de conservação sobrepostas às Terras Indígenas. Estudos genéticos das populações ao longo da extensão de ocorrência da espécie também são prioritários para o conhecimento da sua variabilidade genética.



Ateles chamek (Humboldt, 1812)

Sandro Leonardo Alves, André Luis Ravetta, Fernanda Pozzan Paim, Mariluce Rezende Messias, Armando Muniz Calouro & Anthony Brome Rylands

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: macaco-aranha, coatá, macaco-aranha-da-cara-preta, coatá-preto

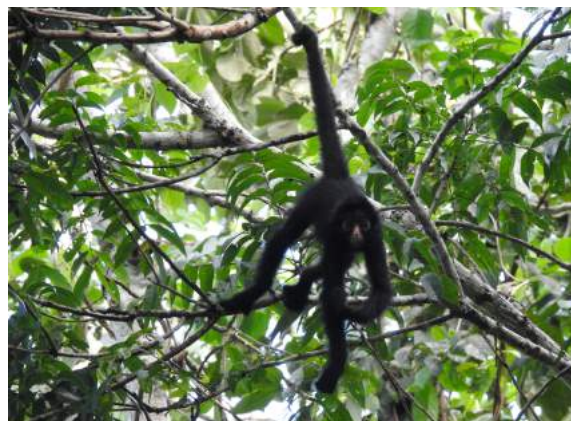


Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cd

Justificativa

Ateles chamek apresenta ampla distribuição, porém, considerando a exigência de *habitat* característica da espécie, a maturação sexual tardia e o longo intervalo entre nascimentos, as baixíssimas densidades em grande parte da sua distribuição e o intenso desmatamento na porção sul e sudeste, fatores estes somados aos grandes empreendimentos, como hidrelétricas, rodovias e linhas de transmissão, além da caça direcionada, menos intensa no estado de Rondônia, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 30% em três gerações, sendo, portanto categorizada como Vulnerável (VU), sob o critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁴¹⁴	EN A2cd

Outros nomes aplicados ao táxon

Ateles paniscus chamek; *Ateles belzebuth chamek*.

Notas taxonômicas

Tradicionalmente, a taxonomia do gênero *Ateles* é baseada em Kellogg & Goldman¹⁰⁵⁵ que reconhecem quatro espécies: *Ateles paniscus* (2 subespécies, incluindo *Ateles paniscus chamek*), *A. belzebuth* (3 subespécies), *A. geoffroyi* (9 subespécies) e *A. fusciceps* (2 subespécies). Froehlich *et al.*⁸⁰², Medeiros¹³³⁸ e Medeiros *et al.*¹³³⁷ argumentam que *A. paniscus* é uma forma distinta e sem subespécies. Boer & Bruijn²³¹ indicaram que *A. chamek* deve ser considerada uma espécie plena, enquanto que Froehlich *et al.*⁸⁰² e Collins⁴⁸⁸ classificam o táxon como subespécie de *Ateles belzebuth* (*A. b. chamek*). Segundo Collins⁴⁸⁸, evidências genéticas demonstram que as similaridades morfológicas que os macacos-aranha do PARNA Cocha Cashu, Peru, compartilham com *A. paniscus* no Suriname e no escudo das Guianas (pelagem negra e face rosada) são superficiais e, desta forma, deveriam ser classificados como *Ateles belzebuth chamek*. Rylands *et al.*¹⁹⁹³, Rylands & Mittermeier¹⁹⁹¹ e Konstant & Rylands¹¹¹⁰ enumeram a forma *chamek* como espécie distinta. De acordo com M.G.M. van Roosmalen¹⁹⁴⁰ *Ateles longimembris*



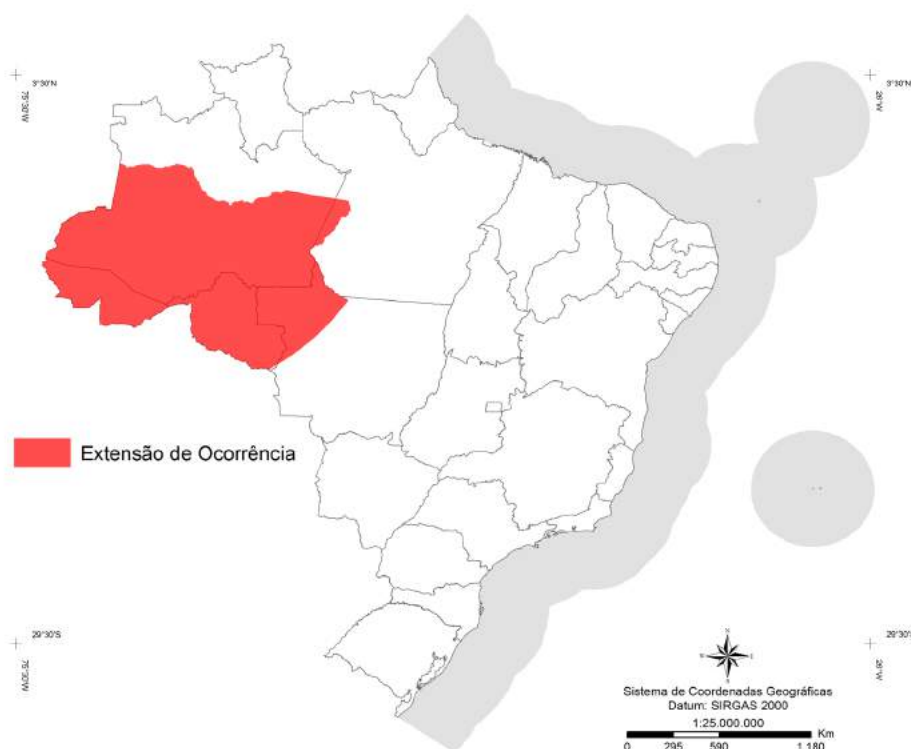
Allen, 1914, foi redescoberto em Barão de Melgaço, nas cabeceiras do rio Ji-Paraná. Nesta região, Cruz Lima (1945) reconheceu este macaco-aranha como uma subespécie de *Ateles paniscus*. A descrição da distribuição dada por Cruz Lima⁵⁴¹, se estende a oeste, região atualmente reconhecida como área de ocorrência de *A. chamek*. A distribuição de acordo com van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁸ incluiria todo o interflúvio entre os rios Madeira-Guaporé-Mamoré e Tapajós. Van Roosmalen¹⁹⁴⁰ descreveu *Ateles longimembris* diferindo de *A. chamek* por caracteres cranianos (proporcionalmente mandíbulas pesadas e com caninos que não permitem que os adultos consigam fechar completamente a boca), focinho rosa triangular incluindo queixo e rosto negro. Groves⁸⁷⁸ considerou *A. longimembris* um sinônimo de *A. chamek*. Van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁸ apontam para uma espécie nova entre os rios Purús e Madeira, ao sul e oeste do rio Ipixuna, tributário da margem direita do rio Purus, ao sul até as cabeceiras do rio Tarauacá. Aqui está sendo seguida a proposta taxonômica de Konstant & Rylands¹¹¹⁰.

Distribuição geográfica

O táxon não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também na Bolívia e Peru²⁴¹⁴. No Brasil ocorre predominantemente na região da Amazônia Ocidental, nos estados de Rondônia, Acre, Amazonas e em parte do Pará e Mato Grosso, onde é residente e nativo²⁴¹⁴. O limite norte é delimitado pelos rios Solimões-Japurá, a oeste pelo rio Javari, a leste pelos rios Tapajós-Teles Pires e ao sul pelo rio Guaporé^{643,1003,1055,2414}. Não há registros de ocorrência para o baixo rio Tapajós, e talvez seu limite neste rio seja o mesmo suposto para *Lagothrix cana*, sendo os registros mais setentrionais obtidos na FLONA Amanã, Pará (A.L. Ravetta, dados não publicados) e no PARNA Amazônia²⁸³. Recentemente, Rabelo *et al.*¹⁸¹³ confirmaram a presença de *A. chamek* na RDS Mamirauá, localizada no interflúvio Solimões-Japurá, propondo uma pequena expansão na área de ocorrência da espécie.

Há indicações de que a área de ocupação do táxon esteja severamente reduzida devido à coincidência de sua distribuição com a região conhecida por “arco do desmatamento”, Mato Grosso, Rondônia, sul do Pará e leste do Acre. A ação antrópica nesta região impacta diretamente as populações de *A. chamek*, acarretando um declínio populacional em decorrência principalmente da perda de *habitat* e caça^{345,1726}.

A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² e sua área de ocupação é maior que 2.000 km².





História natural

Ateles chamek habita florestas de terra firme, florestas sazonalmente inundáveis, várzea e igapó, florestas de galeria, florestas semidecíduas e florestas de transição Amazônia-Cerrado, com pouca ou nenhuma pressão de caça^{1003,1110,1936,2414}. Na REBIO Guaporé, Rondônia, *A. chamek* ocorre em florestas de terra firme, de igapó e de galeria, porém com maior abundância na floresta aberta de igapó⁴⁴. No baixo rio Purus, Amazonas, a espécie foi observada em florestas de terra firme, de várzea e de igapó⁹⁰⁸, enquanto que na região do alto rio Urucu, Amazonas, Peres¹⁷²⁹ observou a espécie somente em floresta de igapó. As florestas inundáveis apresentam uma função crucial na manutenção de populações de *A. chamek*, somando-se a sua importância como *habitat* complementar durante os períodos de escassez de frutos em florestas de terra firme adjacentes^{17,44,908}. O táxon é restrito a florestas primárias, pois o declínio populacional e extinção local de *Ateles* na maioria das áreas com atividade humana são resultantes da pressão de caça que frequentemente associa-se à destruição e degradação do *habitat*^{1672,1733,1936}.

As espécies do gênero apresentam vulnerabilidade em áreas alteradas e fragmentadas, geralmente não persistindo por longos períodos^{1726,1733}. Em Rondônia, há registros de ocorrência de *A. chamek* em alguns fragmentos florestais sem pressão de caça^{718,1002,1003}, indicando uma relativa flexibilidade do táxon à perturbações no *habitat* na ausência de caça.

Macacos-aranha, juntamente com os macacos-barrigudos, *Lagothrix* spp., constituem os mais frugívoros dentre os primatas neotropicais, consumindo uma ampla variedade de frutos, principalmente frutos maduros e, conseqüentemente, ocupando grandes áreas de vida. A dieta predominantemente frugívora também inclui, com menor frequência, folhas, consumidas principalmente durante a estação seca, um período de escassez de frutos, flores, brotos, sementes, cascas de árvores, raízes aéreas, madeira em decomposição, fungos e invertebrados^{702,1110,1936,2418}. Em Cacoal, Rondônia, Iwanaga & Ferrari¹⁰⁰² registraram uma dieta constituída por 97,1% de frutos, sendo as famílias Moraceae e Caesalpinaceae responsáveis por 53,3% das espécies exploradas por *A. chamek*, similar aos resultados do estudo de Felton e colaboradores⁷⁰² na Reserva Florestal Guarayos, Bolívia, onde Moraceae foi a família mais importante em termos de número de espécies e em tempo destinado a alimentação (61,2% do total). Estudos apontam para a importância de *A. chamek* como dispersor de sementes através da ingestão de frutos inteiros e posterior eliminação de sementes intactas de diversas espécies²⁴³³.

Grupos de *A. chamek* ocupam grandes áreas de vida, que podem variar entre 153 e 340 ha¹¹¹⁰, apresentando sobreposição em cerca de 10 e 15% com grupos vizinhos²²²⁹. As fêmeas dispersam de seus grupos natais enquanto que os machos são filopátricos e defendem os limites de seus territórios por meio de interações intergrupais caracterizadas por vocalizações agonísticas¹¹¹⁰. As espécies de *Ateles* são raramente observadas em associações interspecíficas com outros primatas e, quando ocorrem, se constituem, em sua maioria, em caráter temporário, a partir de eventos ocasionais, com a agregação de diferentes espécies em torno de um recurso de interesse comum e simultaneamente compartilhado, principalmente fontes alimentares. Na REBIO Guaporé, Rondônia, Alves *et al.*³⁹ observaram associações entre *Ateles chamek* e *Sapajus apella* (n = 4) e entre *A. chamek*, *S. apella* e *Pithecia irrorata irrorata* (n = 1). Entretanto, na FLONA do Jamari, Rondônia, UC que apresenta intensa exploração mineral desde a década de 1980, *A. chamek* não apresentou qualquer tipo de associação com outras espécies em 1.200 km de transecção linear (M. Messias, obs. pess., 2012). Há poucos registros reportados de predação em espécies de *Ateles* e estes são eventos extremamente raros, principalmente devido ao grande porte que possuem. Predação de *A. chamek* por *Panthera onca* e *Puma concolor* estão entre alguns dos casos documentados⁷⁵¹.

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Macacos-aranha-da-cara-preta apresentam um sistema fluido de organização social, do tipo fissão-fusão, com grandes grupos multimacho-multifêmea de 37 a 55 indivíduos^{1110,2418} que, com frequência, se dividem em pequenos subagrupamentos temporários e de composição instável, de modo a minimizar



a competição intragrupal por frutos de alta qualidade irregularmente distribuídos^{1936,2268}. Na REBIO Guaporé, Rondônia, *Ateles chamek* apresenta tamanho médio de subgrupos de $3,5 \pm 2,7$ ind/subgrupo (mín-máx. = 1 a 18; n = 72 avistamentos)⁴⁴, similar ao observado por Iwanaga & Ferrari¹⁰⁰³ em outras 25 localidades deste estado ($3,3 \pm 2,6$ ind/subgrupo; n = 219 avistamentos). Na FLONA Jamari, Rondônia, em um expressivo esforço amostral de 1.197,3 km de transecção linear realizado em quatro localidades sob diferentes níveis de impacto de duas atividades antrópicas, o tamanho médio de subgrupos variou de 2,6 a 8,8, sendo observado agrupamentos maiores e maior abundância relativa nos ambientes mais degradados, sugerindo uma certa adaptabilidade da espécie: em uma área em avançado estágio de recomposição florestal impactada por exploração mineral *A. chamek* apresentou o maior tamanho médio de grupo: $8,8 \pm 6,5$ indivíduos/avistamento (mín-máx = 1 a 25; n = 25 avistamentos) seguida por outra área também impactada por mineração de cassiterita, mas em estágio menos avançado de recomposição florestal: $7,8 \pm 8,5$ ind/avistamento (mín-máx = 1 a 19; n = 4 avistamentos); A área considerada controle apresentou uma média de $4,6 \pm 5,2$ ind/avistamento (mín-máx = 1 a 25; n = 22 avistamentos). O menor tamanho médio de grupo foi observado na área impactada por exploração florestal manejada: $2,6 \pm 1,51$ ind/avistamento (mín-máx = 1 a 5; n = 5 avistamentos) (M. Messias, dados não publicados). No Lago Uauaú, baixo rio Purus, Amazonas, foram observados tamanhos médios de 6,0 ind/subgrupo em floresta de terra firme e de 12,6 ind/subgrupo em floresta de várzea⁹⁰⁸. Em um fragmento de floresta de terra firme com 1.600 ha e sem pressão de caça, na Fazenda Mariana, em Cacoal, Rondônia, Iwanaga & Ferrari¹⁰⁰² registraram agrupamentos de *A. chamek* com tamanho médio de $6,1 \pm 3,9$ ind/avistamento (mín-máx. = 1 a 16; n = 63 registros). Em Paranaita, Mato Grosso, o tamanho médio observado foi de 25,0 ind/grupo¹⁷⁶².

Existe o aporte de indivíduos de fora do Brasil, porém a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais é desconhecida. Existem evidências de aumento nos níveis de ameaça fora do Brasil. Na Bolívia, as populações de *A. chamek* estão sofrendo sério declínio, com extinção em várias áreas²⁴⁵⁴. No Peru, o táxon foi extinto devido à caça em áreas adjacentes a Estação Biológica Panguana, no baixo rio Lullapichis e ao longo do rio Pachitea⁷⁸⁹. Também no Peru, a espécie foi uma das menos registradas em levantamentos no baixo rio Urubamba, que inclui áreas com alto grau de intervenção humana e pressão de caça e no interflúvio Urubamba-Tambo⁷³.

As estimativas de densidade de *A. chamek* variam de acordo com a localidade e o tipo de floresta, sendo que altas densidades populacionais são correlacionadas com a heterogeneidade de *habitat* e com a ausência ou baixa intensidade de caça^{44,1110}: 3,1 a 9,6 ind/km² em florestas de terra firme de 07 localidades ao longo do rio Juruá (AC e AM)¹⁷³³; 2,6 e 3,6 ind/km² em florestas de várzea de 02 localidades no Médio rio Juruá (AM)¹⁷³³; 0,3 e 0,5 ind/km² em floresta de terra firme e floresta de várzea, respectivamente, no baixo rio Purus (AM)⁹⁰⁸; 0,6 (0,1 a 2,4) avist/10 km em florestas de terra firme de 25 localidades no estado de Rondônia¹⁰⁰³; 1,5 avist/10 km no alto rio Madeira, localidade Abunã (RO)¹⁴¹¹; 0,2 ind/10 km no município de Pimenta Bueno (RO) (UHE Rondon II)¹³¹⁷; REBIO Guaporé (RO): 26,6 ind/km² em floresta aberta de igapó, 17,2 ind/km² em floresta de terra firme e 4,0 ind./km² em floresta densa de igapó⁴⁴; PARNA Serra da Cutia (RO): 1,5 avist/10 km, REBIO Estadual Traçadal (RO): 0,3 avist/10 km, REBIO Estadual Rio Ouro Preto (RO): 0,2 avist/10 km, PE Guajará-Mirim (RO): 0,5 avist/10 km, TI Uru-Eu-Wau-Wau (RO): 0,7 avist/10 km¹⁴⁰⁹; FLONA Jamari (RO): 0,3 avist/10 km¹⁴⁰⁵ e 0,4 avist/10 km em 1.197,3 km de transecção linear: a maior taxa de avistamento registrada nesta UC ocorreu em uma área em avançado estágio de recomposição florestal previamente impactada por exploração mineral de cassiterita (0,8 em 297,25 km de esforço amostral), seguida da área controle Potosi (0,4 em 255,65 km percorridos) e de uma área sob exploração florestal manejada (0,3 em 166,4 km), sendo a menor taxa registrada na área em fase intermediária de recomposição florestal, também impactada por exploração mineral (0,1 avist/10 km em 278 km) (M. Messias, dados não publicados); PE Chandless (AC): 2,2 avist./10 km²⁶⁰. Na porção central de sua distribuição as populações de *A. chamek* parecem ocorrer em baixas densidades (F. Röhe, com. pess., 2012).

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, aumento da matriz energética, expansão da malha viária, desconexão de *habitat*, redução de *habitat* e caça. Na porção sul da sua distribuição, no leste do Acre, Rondônia e norte do Mato Grosso, a espécie é afetada principalmente pela perda/degradação de *habitat*, instalação de usinas hidrelétricas no rio Madeira, caça e pavimentação/recuperação das rodovias federais. A aparente ausência de *A. chamek* em pelo menos seis localidades investigadas por Iwanaga¹⁰⁰⁴ em Rondônia parece estar relacionada à extinção local devida à degradação do *habitat*. A caça, apesar de menos intensa em Rondônia devido a fatores culturais relacionados à história de colonização neste estado¹⁰⁰⁴, é uma ameaça que tem ocasionado o desaparecimento de populações inteiras, mesmo em ambientes não degradados. Por exemplo, na Floresta Estadual Antimary, Acre Calouro^{343,345}, não registrou *A. chamek* e aponta a pressão de caça como provável responsável pela ausência da espécie nesta UC. Peres¹⁷²⁵ considera a sobrecaça como uma das prováveis causas para a raridade ou extinção local de *A. chamek* nas florestas de terra firme da localidade São Domingos, município de Sena Madureira (AC).

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Acre: PARNA Serra do Divisor³⁴⁴, ESEC Rio Acre³⁴⁶, RESEX Alto Tarauacá¹⁴⁸³, PE Chandless^{260,348}, Floresta Estadual Antimary³⁴⁵;

Amazonas: PARNA Jaú²⁸³, ESEC Juami-Japurá, REBIO Abufari, ESEC Jutai-Solimões^{1978,2414}, RDS Mamirauá¹⁸¹³, PARNA Mapinguari²⁴¹⁴, RESEX Baixo Juruá⁹⁶⁷, RDS Estadual Uacari, RDS Estadual Cujubim, RESEX Estadual Rio Gregório (A. Ravetta, dados não publicados), RDS Estadual Piagaçu-Purus (oficina de avaliação);

Rondônia: REBIO Guaporé⁴³, REBIO Jaru⁵⁶⁶, ESEC Cuniã^{1978,2414}, PARNA Pacaás Novos⁹⁶⁹, PARNA Serra da Cutia¹⁴¹⁰, FLONA Jamari¹⁴⁰⁶, ESEC Estadual Serra dos Três Irmãos⁷¹³, ESEC Estadual Samuel⁹³⁸, REBIO Estadual Traçadal¹⁴⁰⁹, REBIO Estadual Rio Ouro Preto¹⁴⁰⁹, PE Guajará-Mirim⁷²¹, Parque Natural Municipal Pimenta Bueno⁷¹⁸;

Pará: PARNA Amazônia²⁸³, FLONA Amaná (A. Ravetta, dados não publicados);

Mato Grosso: ESEC Iquê^{1978,2414};

Rondônia/Mato Grosso/Amazonas: PARNA dos Campos Amazônicos (oficina de avaliação).

A espécie também está presente em Áreas Protegidas de outros países:

Bolívia: PARNA Manuripi Heath, PARNA Amboró, PARNA Carrasco, PARNA Isiboro-Secure²⁴¹⁴, PARNA Noel Kempf Mercado²⁴¹⁸, Reserva Nacional Ríos Blanco y Negro²⁴¹⁵, Reserva da Biosfera Beni¹⁶⁴⁸, Estação Biológica Beni⁸¹⁷, Reserva Florestal Guarayos⁷⁰²;

Peru: PARNA Manu²¹⁷², PARNA Bahuaja-Sonene²⁴¹⁴, Reserva Nacional Pacaya-Samiria⁷⁵, Reserva Nacional Tambopata¹¹¹⁰.

Pesquisas

Existentes

No Brasil, informações sobre *Ateles chamek* são resultantes principalmente de pesquisas que investigam a ocorrência e a estrutura, riqueza, composição e abundância, de comunidades de primatas na região da Amazônia Ocidental^{44,344,908,1003,1729,1733}, e o impacto da caça sobre tais comunidades^{345,1483,1592,1726}.

Necessárias

Estudos específicos sobre a ecologia de *A. chamek* são escassos¹⁰⁰², sendo necessária, dentre outras, a realização de pesquisas de longo prazo acerca da adaptabilidade e persistência de *A. chamek* em



ambientes degradados e fragmentados, tais como os observados no estado de Rondônia. Recomenda-se também maior investigação acerca de uma possível zona de contato entre *Ateles chamek* e *A. marginatus* na margem direita do alto rio Tapajós¹¹¹⁰.

O estado do Acre se apresenta como crítico para a conservação de *A. chamek*, tendo em vista relatos do desaparecimento de populações há mais de 50 anos em partes deste estado²⁴⁵⁴. A situação se mostra mais problemática na porção leste do estado, vale do rio Acre: Oliveira¹⁵⁹² considera a espécie extinta na RESEX Cazumbá-Iracema e Calouro³⁴⁵ a considera com populações muito reduzidas na Floresta Estadual do Antimary, com registro apenas de crânios de animais caçados. Por outro lado, populações bem preservadas, sem sofrer pressão de caça significativa, são observadas no PE Chandless²⁶⁰ e na ESEC Rio Acre³⁴⁶. Assim, são necessárias pesquisas com o objetivo de identificar as principais ameaças e a intensidade destas, visando embasar ações de conservação para esta região.

Ateles marginatus (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1809)

André Luis Ravetta, Gerson Buss & Anthony Brome Rylands

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: cuamba (PA), guatá (MT), macaco-aranha, coatá-da-testa-branca



Foto: Juliana Gonçalves

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A4cd

Justificativa

Ateles marginatus possui extensão de ocorrência ampla, entretanto, considerando a exigência de *habitat*, característica da espécie, as fortes ameaças no arco do desmatamento, potencializadas com o asfaltamento da BR-163 e BR-230, a implantação de hidrelétricas, assentamentos rurais e aberturas de lavouras, principalmente soja, pecuária, aliadas à caça, infere-se um declínio populacional de pelo menos 50% ao longo de 45 anos, sendo, portanto, categorizada como Em Perigo (EN), sob o critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1836}	EN A4cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁸	Pará: VU
Avaliação global ¹⁴³⁶	EN A2cd+3cd

Notas taxonômicas

A taxonomia dos macacos-aranha é baseada em Kellogg & Goldman¹⁰⁵⁵ e Hill⁹³². As formas



hybridus, *chamek* e *marginatus* são listadas como espécies distintas¹⁹⁹³. Froehlich *et al.*⁸⁰², Medeiros¹³³⁸ e Medeiros *et al.*¹³³⁷ argumentaram que *A. paniscus* é uma forma distinta e sem subespécies. M.G.M. van Roosmalen¹⁹⁴⁰ relatou em seu sítio na internet uma espécie não descrita de macaco-aranha dentro da faixa de suposta ocorrência de *A. marginatus*. Segundo M.G.M. van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁸, ocorre no limite mais a sudeste da distribuição do gênero e habita as florestas de savana seca e cerrado do norte de Mato Grosso. Seu limite ocidental é o rio Teles Pires e o limite leste é o rio Culuene, afluente das cabeceiras do rio Xingú. Esta forma, de acordo com M.G.M. van Roosmalen¹⁹⁴⁰, difere de *A. marginatus* por apresentar pele castanha escura ou preta, focinho rosa em vez de ser escuro, anéis circumocular, mancha na testa triangular e bigode branco maior. De acordo com Van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁸, ele pode ser visto ao longo dos afluentes das cabeceiras do rio Xingu, como os rios Culuene, Curisevo, Batovi, Ronuro e Von den Steinen. Aqui está sendo seguida a proposta taxonômica de Konstant & Rylands¹¹¹⁰.

Distribuição geográfica

O táxon é endêmico ao Brasil e está presente nos estados do Pará e Mato Grosso, onde é residente e nativo¹⁴³⁶. Ocorre entre o rio Tapajós na margem direita e seu afluente, o rio Teles Pires na margem direita e o rio Xingu na margem esquerda, ao sul do rio Amazonas^{1055,1834}. Apesar da localidade-tipo ser Cametá, na margem esquerda do rio Tocantins, historicamente não há registros de populações residentes no interflúvio Xingu-Tocantins. Apesar de relatos da ocorrência da espécie na margem esquerda do rio Xingu, não há confirmação de populações estabelecidas nessa margem. É preciso uma maior amostragem e pesquisa, especialmente no limite sul de sua distribuição, pois *A. marginatus* é a espécie de macaco aranha que possui menos informação científica¹⁴³⁶.



História natural

Ateles marginatus ocorre em floresta tropical primária de terra firme e sazonalmente inundadas. Apresenta preferência para *habitat* primários¹⁴³⁶, e pouca tolerância a modificações/perturbações no ambiente, embora tenha sido registrado em áreas alteradas e fragmentadas no norte do Mato Grosso (dados não publicados).



Um grupo de 25 indivíduos monitorado na FLONA do Tapajós teve área de vida estimada em 300 ha, dieta basicamente frugívora e organização social de fissão-fusão típica para as espécies do gênero (A. Ravetta, dados não publicados).

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	4 a 5 anos ⁵⁹⁰ .
Peso adulto	
Fêmea	5.800 gramas ^{455,905} .
Macho	6.200 gramas ^{455,905} .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 350 a 580, cauda: 620 a 770 mm ¹⁴⁴⁰ .
Macho	Cabeça-corpo: 500 a 700, cauda: 750 a 900 mm ¹⁴⁴⁰ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico.	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecido para a espécie.	
Tempo de gestação	
7,53 a 7,73 meses ⁵⁹⁰ .	
Tamanho da prole	
1 filhote (dado não publicado).	
Longevidade	
Acima de 30 anos em cativeiro (dado não publicado).	
Tempo geracional	
15 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Desconhecidas para a espécie.	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Ateles marginatus apresenta tamanho médio dos grupos de 25 ind.¹⁸³³, e 18 ind. na Pousada Thaimaçu (L. Pinto, com. pess., 2012).

As informações sobre abundância populacional são: 0,4 grupo/10 km¹²⁹⁹; 0,14 ind/10 km; 0,05 ind/10 km; 0,89 ind/10 km; 0,25 ind/10 km; 0,7 ind/10 km¹⁸³³. Na região do Tapajós, a espécie é ausente de fragmentos menores que 100 ha e extinta localmente em um raio de 50 km da cidade de Santarém, provavelmente por pressão de caça e perda de *habitat*¹⁸³³.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, aumento da matriz energética, aumento da matriz rodoviária, desconexão de *habitat*, redução de *habitat* e caça. Sua área de ocorrência coincide com a região conhecida como arco do desmatamento. Nessa área o desmatamento tem sido contínuo, e com tendência a crescer devido ao



asfaltamento da BR-163 e BR-230, implantação de usinas hidrelétricas, assentamentos rurais e aberturas de lavouras, aliados à caça.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES. Está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}, e também é contemplada pelo Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Necessárias

Ações efetivas de fiscalização nas unidades de conservação localizadas dentro de sua área de ocorrência além da implementação das reservas criadas¹⁸³⁶.

Presença em unidades de conservação

Pará: ESEC da Terra do Meio, FLONA Altamira, FLONA Itaituba I, FLONA Itaituba II¹⁴³⁶, FLONA Tapajós^{717,1436,1746,1763,1833}, FLONA Trairão, FLONA Crepori, FLONA Jamanxim, PARNA do Jamanxim, APA do Tapajós, REBIO Nascentes da Serra do Cachimbo, RESEX Riozinho do Anfrísio (A. Ravetta, dados não publicados), RESEX Rio Xingu, APA Estadual do Arquipélago do Marajó (oficina de avaliação);

Mato Grosso: PE Cristalino (L. Pinto, com. pess., 2012).

Pesquisas

Considerando que *Ateles marginatus* é a espécie do gênero com menor conhecimento científico, são necessárias pesquisas com refinamento sobre sua distribuição, biologia, ecologia e genética. Atualmente uma dissertação de mestrado vem sendo desenvolvida sobre comportamento e dieta de um grupo na RPPN do Cristalino.

Brachyteles arachnoides (E. Geoffroy, 1806)

Maurício Talebi, Leandro Jerusalinsky, Milene Moura Martins, Bianca Ingberman & Daniel da Silva Ferraz

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: muriqui-do-sul, mono, mono-carvoeiro, buriqui, buriqum, mariquina, muriquina



Foto: Maurício Talebi



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A2cd

Justificativa

Brachyteles arachnoides é uma espécie endêmica à Mata Atlântica distribuída nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná, em sua região nordeste. O táxon apresenta-se em declínio populacional ligado principalmente à caça, desconexão e degradação da qualidade de *habitat* e/ou fragmentação parcial ou completa de seu *habitat* devido principalmente à expansão das matrizes agrícola, pecuária e rodoviária, especialmente no estado de São Paulo. Além disso, a população mínima, estimada em 1.300 indivíduos, não ultrapassa 500 indivíduos maduros e estes parâmetros demográficos potencializam os efeitos do declínio populacional inferido. Dessa forma, esta espécie foi classificada como Em Perigo (EN), pelo critério A2cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2252}	EN C2a(i)
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,686,688a}	Rio de Janeiro: CR São Paulo: Ameaçada Paraná: CR
Avaliação global ¹³⁸¹	EN C1

Outros nomes aplicados ao táxon

Ateles arachnoides E. Geoffroy, 1806, Brasil; restrito por Vieira²³⁸² ao Rio de Janeiro; *Brachyteles macrotarsus* Spix, 1923. Sem localidade; *Eriodes tuberifer* I. Geoffroy, 1829. Sem localidade; *Ateles eriodes* Brehm, 1876. Substituição para *arachnoides*.

Notas taxonômicas

Em seu trabalho clássico, Aguirre¹⁵ tratou *Brachyteles* como tendo um único táxon infragenérico, apesar de Vieira²³⁸² ter indicado a existência de duas subespécies para o gênero. Novas evidências indicaram que a proposta de dois táxons para *Brachyteles* seria válida, mas que a diferenciação entre eles poderia justificar a classificação dessas duas formas como espécies plenas^{466,763,1176,1177}. Strier & Fonseca²²¹³ revalidaram a proposta de duas subespécies para o gênero. Já Rylands *et al.*¹⁹⁹³ listaram os dois táxons de muriquis como espécies plenas, mesmo tratamento dado por Groves^{878,879}. Essa classificação, considerando *B. arachnoides* e *B. hypoxanthus* como espécies distintas, tem sido a mais aceita atualmente, sendo seguida por Rylands²⁰⁰⁰ e por Mittermeier *et al.*¹⁴⁴⁰, e é a utilizada no presente documento.

Distribuição geográfica

O táxon é endêmico ao bioma Mata Atlântica do Brasil e restrito a sua porção sudeste e especificamente aos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná²²⁴⁶. O muriqui-do-sul tem populações distribuídas do sul do estado do Rio de Janeiro, no PARNA da Serra da Bocaina, e norte do estado de São Paulo, na Serra da Mantiqueira, município de Pindamonhangaba, até o nordeste do estado do Paraná, no município de Castro; uma população ainda é encontrada no interior paulista, em sua região central, constituindo o limite oeste de sua distribuição, no município de Anhembi, na Fazenda Barreiro Rico^{2246,2247}. Os limites ao norte da distribuição de *B. arachnoides* são a Serra da Mantiqueira na divisa de São Paulo e Minas Gerais e o rio Paraíba do Sul no norte do estado do Rio de Janeiro. A fim de identificar a ocorrência de novas populações no estado de São Paulo, M. Talebi e Associação Pró-Murqui efetuaram, entre 2012 e 2014, entrevistas em comunidades locais e consultas com técnicos e gestores públicos e privados, a fim de efetuar a amostragem de campo de novas áreas e populações. No estado do Paraná, somente um grupo de muriquis-do-sul tem sua ocorrência confirmada. A ocorrência de outras populações foi relatada



por Martuscelli *et al.*¹³²⁰, Koehler *et al.*¹¹⁰⁴ e entrevistas informais realizadas por Ingberman e Kaminsky em 2009 (B. Ingberman, dados não publicados).

Apesar de seu grande tamanho corporal e vocalizações singulares de longo alcance, a maioria das escassas populações remanescentes de muriquis-do-sul habitam florestas ombrófila densa ou ombrófila mista de topografia acidentada composta por mares de morros e/ou escarpas de difícil acesso, resultando em grande dificuldade de registros, raramente ocasionais^{2246,2251}.

Levando-se em consideração que até o presente momento foram encontradas evidências de populações remanescentes localizadas apenas ao redor de 15 regiões distribuídas nos estados de ocorrência, PR, SP, RJ²²⁴⁶, pode-se afirmar que a distribuição atual do táxon está reduzida em área de ocupação e em extensão de ocorrência histórica²²⁴⁶. A extensão de ocorrência da espécie é conhecida em 100.000 km² (2246) e trabalhos em andamento revelarão se a área de ocupação atual ultrapassa os 2.000 km² em extensão.



História natural

Brachyteles arachnoides é típico da Floresta Ombrófila Densa em todas suas formações, Baixo-montana, Montana e Alto-montana, embora existam também alguns registros da espécie em Floresta Estacional Semidecídua, Floresta Ombrófila Mista (Mata com Araucária), e zonas de transição⁵⁵². Estudos biogeográficos baseados em espécimes de museu - e com pequeno tamanho de amostra - sugeriram que muriquis não habitam florestas em altitudes próximas ao nível do mar⁸⁶⁸, entretanto existem relatos confiáveis da ocorrência de observações de animais em natureza em altitudes inferiores a 200 metros de altitude¹⁵ e ao nível do mar ao longo de toda a costa do estado de São Paulo (M. Talebi, dados não publicados). Como limite superior de altitude, há avistamentos em florestas acima de 1.200 metros na Serra da Mantiqueira, São Paulo^{1593,2247}. O táxon não é restrito a *habitat* primários e apresenta certa tolerância a modificações/perturbações no ambiente²²⁵¹, entretanto, há maior número de registros e preferência para áreas de *habitat* primário. Muriquis-do-sul atuam como agentes dispersores de sementes de árvores e lianas¹³⁰⁸.

A área de vida do táxon é estimada em 1.500 ha para um grupo de 48 indivíduos^{484,485,2251} em grandes extensões florestais no PE Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba (SP), 1.200 ha para um grupo de 40



indivíduos na Fazenda São Sebastião, Serra da Mantiqueira (SP)²²⁴⁷ e em 128,65 ha para um grupo de 24 indivíduos na Fazenda Lagoa Alegre, Castro (PR)¹⁷¹⁷.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	5 anos ²²⁴⁶ .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	9.400 gramas ²²⁴⁶ .
Macho	12.100 gramas ²²⁴⁶ .
Comprimento adulto	
Fêmea	1.440 mm ¹⁵ .
Macho	1.230 mm ¹⁵ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ^{483,485,2246} .	
Razão sexual	
(1:1) ²²⁴⁶ .	
Intervalo entre nascimentos	
3 anos ²²⁴⁶ (para o gênero).	
Tempo de gestação	
7,2 meses ²²⁴⁶ (para o gênero).	
Tamanho da prole	
1 e 2 filhotes ^{485,2251} .	
Longevidade	
32 anos ³⁰⁷ .	
Tempo geracional	
20 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: (2n = 34) ¹⁹⁵⁸ .	

População

O tamanho mínimo da população total remanescente está estimado em cerca de 1.300 indivíduos¹³⁶² e sabe-se que o número de indivíduos maduros deste táxon é inferior a 500. *Brachyteles arachnoides* organiza-se socialmente no sistema fissão-fusão. O tamanho dos grupos varia de acordo com a característica do ambiente e em ambientes fragmentados pode ocorrer um aumento de densidade relativa, com tamanho médio de grupo variando de 10 a 20 ind/grupo^{98,2127}. Em ambientes com mínimo grau de perturbação antrópica, característica típica das grandes extensões florestais como o PE Carlos Botelho (SP) o tamanho médio de grupo é inferior a 04 indivíduos^{484,485}, enquanto o número máximo de indivíduos atinge até quatro ou cinco dezenas de indivíduos para alguns períodos do ano^{484,485}.

As informações sobre abundância populacional são: 7,3 ind/km², população estimada entre 500 e 800 indivíduos, PE Carlos Botelho, São Paulo^{1438,1639}; de 19,9 a 35,1 ind/km², população estimada em 600 indivíduos na Fazenda Barreiro Rico¹³⁰⁷.

A tendência populacional está em declínio, com extinção local recente confirmada para diversas localidades paulistas.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

O histórico desflorestamento da Mata Atlântica ao longo da distribuição geográfica da espécie para conversão em áreas produtivas, especialmente para pecuária e agricultura, ocasionou uma drástica perda de *habitat* e a severa fragmentação de suas populações. Associado a isso, há uma contínua desconexão e degradação da qualidade de *habitat* e/ou fragmentação parcial ou completa de seu *habitat*, devido principalmente à expansão das matrizes agrícola, pecuária e rodoviária, especialmente no estado de São Paulo. Esta espécie também sofre uma forte pressão de caça - cultural e esportiva - recorrentemente associada de forma direta com a extração ilegal de palmito juçara, *Euterpe edulis* ao longo dos remanescentes florestais paulistas. O ecoturismo desordenado é outro fator de impacto sobre as populações de muriquis. Em São Francisco Xavier (SP) por exemplo, onde o ecoturismo é intensamente praticado, alguns remanescentes de floresta estão completamente acessíveis sem nenhum tipo de restrição e/ou orientação para uso.

Ações de conservação

Existentes

Há vários anos, vêm sendo empenhados esforços para traçar e implementar estratégias para a conservação da espécie e para congregar os principais atores envolvidos nesses esforços. Destaca-se:

- Em 1998, foi realizada uma Avaliação da Viabilidade das Populações e *Habitat* (PHVA), coordenada pelo *Conservation Breeding Specialist Group* (CBSG/IUCN), elencando estratégias para a conservação da espécie¹⁹⁹⁵;
- Entre 2001 e 2007, a espécie esteve enfocada por um Comitê Internacional para Conservação e Manejo, inicialmente para muriquis, e depois para os Atelídeos da Mata Atlântica^{962,1601};
- Entre 2005 e 2010 foi elaborado o Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Muriquis^{981,1033}, por meio do qual foram pactuadas as estratégias para a conservação da espécie. Essas estratégias foram complementadas com as constantes no PAN Mamíferos da Mata Atlântica Central^{982,683a}. Esses Planos de Ação contam com Grupos de Assessoramento Técnico, compostos por profissionais de diversas instituições, incluindo especialistas na espécie, que acompanham sua implementação^{988,989};
- O Programa de Educação Ambiental “Salve com Abraço”, utilizou o muriqui-do-sul como espécie bandeira para a conservação do Sítio do Patrimônio da Humanidade no *Continuum* Ecológico de Paranapiacaba²³²⁵ desenvolvido por meio de Cooperação Técnica entre a Associação Pró-Muriqui e Instituto Supereco (2011-2013);
- Algumas iniciativas estão sendo adotadas em relação ao ordenamento do ecoturismo em áreas de ocorrência de muriquis, como por exemplo, na APA São Francisco Xavier (gerida pela Fundação Florestal do estado de São Paulo). Recentemente o Conselho Gestor dessa unidade de conservação estabeleceu um grupo de trabalho específico para tratar de estratégias de conservação de muriquis na região, inclusive visando normatizar o acesso à área.

Necessárias

Segundo Talebi *et al.*²²⁴⁶ e M. Talebi (dados não publicados), as principais áreas para conservação *in situ* da espécie são:

- PE Carlos Botelho-São Miguel Arcanjo (SP) e reservas particulares de seu entorno, como as RPPN EcoParque Muriqui, RPPN Parque Taquaral e RPPN Rio das Pedras, Capão Bonito (SP);
- PE Serra do Mar, principalmente desde Mogi das Cruzes e Bertioxa até o norte do estado, região de Cunha, Pissinguaba e Caraguatatuba;
- Fazenda São Sebastião do Ribeirão Grande, Pindamonhangaba (SP);
- Região da Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro;
- PARNA da Bocaina, Reserva Ecológica da Juatinga, e o PE do Cunhambebe no sul do estado do Rio de Janeiro;
- PE do Desengano.

Recentemente foi criada a Comissão Permanente de Proteção dos Primatas Paulistas (Comissão Pró-



Primatas), pela Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo⁶⁸⁷, com o objetivo de formular as estratégias para a conservação dos primatas ameaçados de extinção naquele estado, inclusive muriquis. Algumas das prioridades para a conservação da espécie são:

- Geração de normativas públicas (federais, estaduais ou municipais) específicas para ações de conservação e manejo de populações remanescentes de *B. arachnoides* ao longo de sua área de ocorrência;
- Maior direcionamento de recursos públicos para ações voltadas à conservação e pesquisa;
- Manutenção das APPs, como encostas, topos de morros, beiras de rios e outros corpos d'água. Essas áreas podem aumentar a permeabilidade da matriz na paisagem antropizada, propiciando *habitat* e incremento da conectividade de *habitat* e populações;
- Em unidades de conservação Federal com ocorrência da espécie e intensa visitação, recomenda-se o monitoramento sobre possíveis impactos negativos no comportamento e área de ocupação dos grupos de muriquis residentes⁵⁵⁵;
- Proteção dos *habitat*, e aumento de áreas protegidas e unidades de conservação.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais: APA Estadual Fernão Dias (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro: PARNA da Serra dos Órgãos^{15,552,819,1441}, PE Três Picos, RPPN Reserva Ecológica Guapiaçu, PE do Desengano^{15,552,1441}, APA do Cairuçu^{552,819,1320}, APA de Petrópolis, ESEC de Tamoios, APA Estadual de Tamoios, APA Estadual de Macaé de Cima, PE Cunhambebe (oficina de avaliação);

São Paulo/Rio de Janeiro: PARNA da Serra da Bocaina^{15,1320,1441};

São Paulo: ESEC Xitué, ESEC de Jureia-Itatins¹⁴⁴¹, ESEC Barreiro Rico, PE Carlos Botelho^{15,99,1441,1513,2247}, PE Intervales^{15,1639,1740,1741}, PE Turístico do Alto Ribeira^{15,1320,1441}, PE da Serra do Mar^{98,1320,1441,2346}, APA Estadual de São Francisco Xavier^{69,2128}, PE Jacupiranga^{1320,1441}, PE Jurupará, APA Bacia do Rio Paraíba do Sul²¹²⁷, PE da Serra do Mar - Núcleo Cunha-Indaíá¹⁴⁴¹, APA Cananeia-Iguape-Peruíbe, APA Estadual Serra do Mar, APA Estadual Marinha do Litoral Sul, APA Estadual Marinha do Litoral Norte, PE Lagamar de Cananeia (oficina de avaliação);

São Paulo/Rio de Janeiro/Minas Gerais: APA Serra da Mantiqueira²¹²⁷;

Paraná: APA Estadual da Escarpa Devoniana (oficina de avaliação).

Pesquisas

Talebi *et al.*²²⁴⁶ descreveram, no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis, as seguintes pesquisas existentes para conservação da espécie:

- Estudos de Longo Prazo: PE Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo (SP) – o mais longo projeto sistemático de longo prazo com a espécie muriqui-do-sul. Dois grupos estão sob observação sistemática e ininterrupta desde 1986^{492,1225,2248–2251,2253–2255}.
- Levantamento e mapeamento de populações (*Surveys*): PE Carlos Botelho (anos 1985, 2009-2010, 2013-2015, 2014, Associação Pró-Muriqui)^{1127,1639}, região norte do PE Carlos Botelho (SP), *Continuum*, Ecológico de Paranapiacaba (SP) (ano 2001)⁸⁴⁷, Fazenda Barreiro Rico (SP) (ano 2005)¹³⁰⁷, no estado de São Paulo (SP) (anos 2006-2007, 2012-2015, Associação Pró-Muriqui), no estado do Rio de Janeiro (RJ) (anos 2005-2006)⁵⁵², PARNA Serra dos Órgãos (RJ) (Instituto Eco Atlântica)³⁰⁰.

Adicionalmente, o setor corporativo tem fomentado no estado de São Paulo as únicas iniciativas existentes de monitoramento de populações selvagens em execução pela Associação Pró-Muriqui, incluindo uma delas já em caráter de longo prazo: Fazenda São Sebastião, Fibria Papel e Celulose, Pindamonhangaba (SP), desde 2006; Fazenda São Miguel, São Miguel Arcanjo (SP), Klabin Papel e Celulose, desde 2012 e Reserva Legado das Águas, Votorantim Indústria, Miracatu (SP), desde 2013.

No estado do Paraná, foram realizadas pesquisas de 2002 a 2005 com a população da Fazenda João Paulo II^{1104,1105,1717}. Atualmente, está sendo realizado o levantamento e mapeamento de novas populações remanescentes, coordenado pelo Instituto de Pesquisas Cananeia - IPEC em parceria com a SPVS - Sociedade de Pesquisa da Vida Selvagem e Educação Ambiental (B. Ingberman, dados não publicados). Além disso, está em andamento um projeto para prospectar a presença e ausência dessas populações e a estrutura e composição da única população confirmada para o estado, coordenado pela Associação Pró-Muriqui.



Brachyteles hypoxanthus (Kuhl, 1820)

Fabiano Rodrigues de Melo, Leandro Jerusalinsky, Fernanda Pedreira Tabacow & Daniel da Silva Ferraz

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: muriqui-do-norte, muriquina, mono-da-cara-manchada, mono, mariquina, mono-carvoeiro, buriqi, buriquim



Foto: Carla de Borja Possamai

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) C2a(i)

Justificativa

Brachyteles hypoxanthus é uma espécie endêmica à Mata Atlântica, ocorrendo em fragmentos florestais de Minas Gerais, Espírito Santo e da Bahia. Apresenta uma tendência de diminuição populacional continuada em razão da fragmentação severa e do tamanho populacional reduzido de algumas subpopulações. Sua população atual está estimada em cerca de 1.000 indivíduos, com menos de 250 indivíduos maduros para cada subpopulação. Este táxon sofre ameaças resultantes da perda, fragmentação e degradação da qualidade do *habitat*, caça, especialmente devido a assentamentos rurais, além de agricultura e pecuária. Sendo assim, a espécie foi categorizada como Criticamente em Perigo (CR), segundo os critérios C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1386,1450}	CR B1ab(i,v)+2ab(i,v); E
Listas estaduais de espécies ameaçada ^{684,687a}	Minas Gerais: EN Espírito Santo: CR
Avaliação global ¹³⁸²	CR A2cd

Outros nomes aplicados ao táxon

Ateles hypoxanthus Kuhl, 1820. Brasil: Bahia; *Eriodes hemidactylus* I. Geoffroyi, 1829. “Brazil”.

Notas taxonômicas

Em seu trabalho clássico, Aguirre¹⁵ tratou *Brachyteles* como tendo um único táxon infragenérico, apesar de Vieira²³⁸² ter indicado a existência de duas subespécies para o gênero. Novas evidências indicaram que a proposta de dois táxons para *Brachyteles* seria válida, mas que a diferenciação entre eles poderia justificar a classificação dessas duas formas como espécies plenas^{466,763,1176,1177}. Strier & Fonseca²²¹³ revalidaram a proposta de duas subespécies para o gênero. Já Rylands *et al.*¹⁹⁹³ listaram os dois táxons de muriquis como espécies plenas, mesmo tratamento dado por Groves⁸⁷⁸⁸⁷⁹. Essa classificação, considerando *B. arachnoides* e *B. hypoxanthus* como espécies distintas, tem sido a mais aceita atualmente, sendo seguida por Rylands²⁰⁰⁰ e por Mittermeier *et al.*¹⁴⁴⁰, e é a utilizada no presente documento.



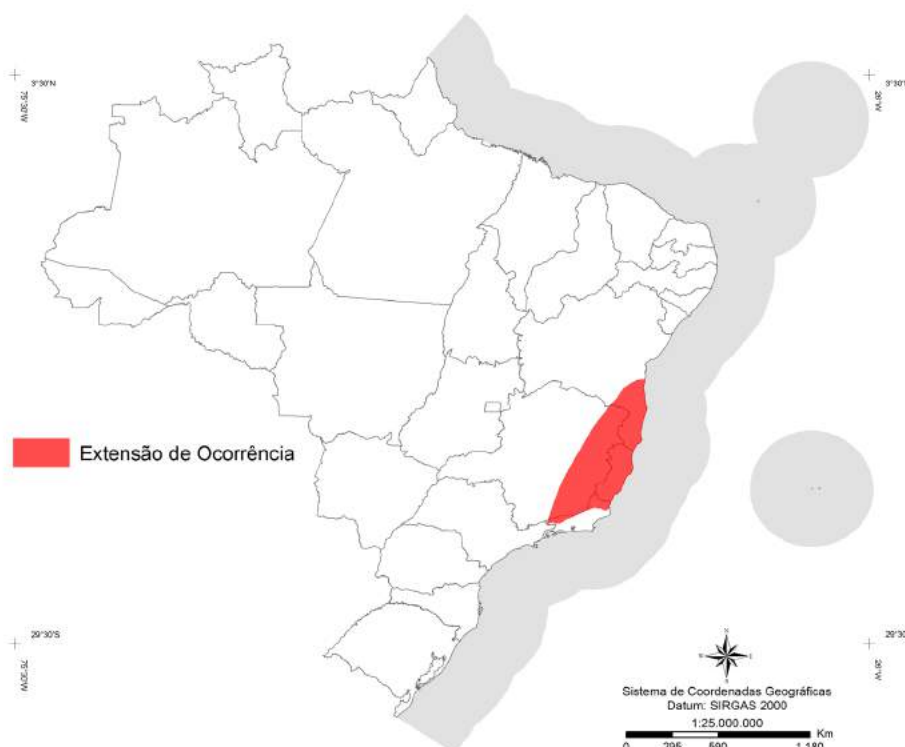
Distribuição geográfica

Esta espécie é endêmica à Mata Atlântica brasileira e ocorre nos estados da Bahia, Espírito Santo e Minas Gerais, onde é residente e nativo^{15,1360,1368,1380,2246}. Recentemente, uma única população conhecida no estado do Rio de Janeiro foi confirmada para o PARNA do Itatiaia⁵⁵² (I. Aximoff, com. pess., 2013) apesar de ser uma população registrada desde a década de mil novecentos e noventa³⁵², mas sem o status específico definido. Segundo Talebi *et al.*²²⁴⁶, as populações de muriquis-do-norte estão localizadas em sua maioria em alguns fragmentos florestais de Minas Gerais e Espírito Santo, além de terem sido virtualmente extintas da Bahia^{1360,1629,1989,1993}. Nesse estado, a ocorrência atual do muriqui-do-norte foi confirmada apenas no PARNA do Alto Cariri, situado em Guaratinga, Bahia e no REVIS Mata dos Muriquis, situado entre os municípios de Salto da Divisa e de Santa Maria do Salto, em Minas Gerais, na divisa com o estado da Bahia¹³⁶⁰. Além disso, a espécie também ocorre na divisa do Rio de Janeiro com Minas Gerais, no PARNA do Itatiaia, e há relatos não confirmados de sua presença no entorno dessa unidade de conservação, especificamente em Marambá (A. Cunha, com. pess., 2012) e municípios mineiros, como Itamonte (M. Passamani, com. pess., 2012).

Por se tratar de um primata de grande porte, com vocalização singular e de longo alcance, sua identificação nas florestas é relativamente fácil. Entretanto, a maioria das escassas populações remanescentes habitam áreas montanhosas bastante escarpadas e geralmente de difícil acesso, o que dificulta os registros e, portanto, a definição exata de alguns limites de distribuição²²⁴⁶.

Considerando que atualmente são conhecidas apenas 13 populações remanescentes²²⁴⁶, em ambientes florestais isolados, juntamente com a extinção virtual já ocorrida na Bahia^{1629,1989,1993} e o fato de que sua distribuição geográfica histórica deveria cobrir a Mata Atlântica daqueles estados - com exceção das terras baixas no extremo sul da Bahia e norte do Espírito Santo^{15,2246} -, infere-se que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação, tanto à sua área de ocupação, como à sua extensão de ocorrência históricas^{1381,1382,2246}. Além disso, a extinção local da espécie já foi confirmada em muitas localidades no Espírito Santo, inclusive áreas protegidas, como a Estação Biológica de Santa Lúcia, Estação Biológica de São Lourenço, Reserva Florestal de Duas Bocas e Reserva Florestal de Pedra Azul³⁸⁹.

A extensão de ocorrência da espécie foi calculada em 100.000 km² e estima-se que sua área de ocupação seja de 1.870 km² (1381,1382,2246).





História natural

Brachyteles hypoxanthus ocorre em Florestas Estacionais e Ombrófilas Densas²²⁴⁶. O táxon não é restrito a *habitat* primários e apresenta certa tolerância a modificações/perturbações no ambiente, estando presente em florestas secundárias e em regeneração¹³⁸².

A área de vida do táxon é estimada em 168 ha para um grupo de 23 a 27 indivíduos²²¹⁸, 309 ha para um grupo de 40 a 44 indivíduos¹⁴⁷⁷ e de 257 ha para um grupo de 39 a 42 indivíduos¹³⁷².

Estima-se que apenas quatro localidades podem comportar populações viáveis para a espécie³⁰⁴, sendo elas: RPPN Feliciano Miguel Abdala, PE do Rio Doce, PE da Serra do Brigadeiro e PARNA do Caparaó²²⁴⁶.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	5 a 7 anos ^{1314,1795} .
Macho	5 anos ¹⁷⁸⁰ .
Peso adulto	
Fêmea	8.400 a 9.600 gramas ¹¹⁷⁶ .
Macho	
Comprimento adulto	
Fêmea	1.290 mm ²²⁴⁶ (F. R. de Melo, dados não publicados).
Macho	1.330 mm ²²⁴⁶ (F. R. de Melo, dados não publicados).
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ^{1780,2213,2217} .	
Razão sexual	
1:1 ²²⁴⁶ .	
Intervalo entre nascimentos	
3 anos ²²¹⁶ .	
Tempo de gestação	
7,2 meses ²²¹⁶ .	
Tamanho da prole	
1 ou 2 filhotes ⁸⁸² .	
Longevidade	
Pelo menos 28 anos ²²¹⁴ .	
Tempo geracional	
15 a 20 anos ^{419,1001} .	
Características genéticas	
Segundo Rosenberger & Strier ¹⁹⁵⁸ o cariótipo é 2n = 34.	

População

Estima-se que a população total remanescente da espécie seja de cerca de 1.000 indivíduos e que o número de indivíduos maduros esteja em torno de 500 indivíduos. Com isso, e considerando-se a situação atual de severa fragmentação de suas populações, é possível inferir que não há mais de 250 indivíduos maduros em cada subpopulação^{1380,1386}.

Brachyteles hypoxanthus organiza-se socialmente em grupos multi-machos e multi-fêmeas que podem ser coesos ou apresentar fissão-fusão, sendo que o padrão de agrupamento está relacionado principalmente à distribuição dos recursos alimentares e à sazonalidade reprodutiva⁶¹⁶. Os grupos de muriquis-do-norte podem ser formados por dezenas de indivíduos, sendo já registrados grupos sociais com mais de 100 animais²²¹⁴.



As informações sobre abundância populacional são 29 ind/km² - RPPN Feliciano Miguel Abdala (MG)³²; 1,8 ind/km² - PE Rio Doce (MG)⁶¹⁷; 4,9 ind/km² - RPPN Mata do Sossego (MG)⁶¹⁷.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

O histórico de desflorestamento da Mata Atlântica ao longo da distribuição geográfica da espécie para conversão em áreas produtivas, especialmente para pecuária e agricultura, ocasionou uma drástica perda de *habitat* e a severa fragmentação de suas populações. Pequenas populações isoladas estão tendendo ao declínio e extinção local, como observado na Fazenda Esmeralda, em Rio Casca (MG)¹³⁶¹ e Mata dos Luna, Lima Duarte (MG)^{730,1542}. Em outros casos, fêmeas em dispersão têm sido observadas em fragmentos sem a ocorrência da espécie, como no entorno da RPPN Feliciano Miguel Abdala, em Caratinga (MG)²²³³ e no entorno da RPPN Mata do Sossego (F.P. Tabacow, dados não publicados). Práticas como o corte seletivo e queimadas geram uma contínua redução na qualidade dos *habitat* remanescentes. A pressão de caça certamente contribuiu para o declínio das populações e para extinções locais. Acredita-se que atualmente esta pressão ainda exista, mas com menor gravidade, inclusive pela raridade das populações remanescentes e por parte delas estar em áreas protegidas. Assim, as principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndio, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat* e caça. Além disso, suspeita-se que o turismo intenso e desordenado em áreas de ocorrência da espécie possa causar impactos negativos em sua conservação.

Ações de conservação

Existentes

A inclusão do miquiqui-do-norte em algumas listas internacionais foi de alta relevância para chamar atenção para a situação da espécie e estimular projetos de pesquisa e conservação. A espécie foi incluída na lista dos 25 primatas mais ameaçados do mundo por três edições seguidas, entre 2000 e 2006²⁰⁵⁸. Esta lista, cuja organização é coordenada pelo Grupo Especialista em Primatas (PSG) da Comissão para Sobrevivência de Espécies (SSC) da IUCN, tem como objetivo alertar para a situação dessas espécies e promover o direcionamento de esforços de pesquisa, manejo e proteção para sua conservação. Neste mesmo sentido, a espécie foi incluída na lista das 100 espécies mais ameaçadas do mundo divulgada pela IUCN em dois mil e doze¹¹⁶. Além disso, *B. hypoxanthus* está listada no Apêndice II da CITES, a fim de coibir o tráfico internacional da espécie.

Há vários anos vem sendo empenhados esforços para traçar e implementar estratégias para a conservação da espécie e para congregar os principais atores envolvidos nesses esforços. Destaca-se:

- Em 1998, foi realizada uma Avaliação da Viabilidade das Populações e *Habitat* (PHVA), coordenada pelo *Conservation Breeding Specialist Group* (CBSG/IUCN), elencando estratégias para a conservação da espécie¹⁹⁹⁵;
- Entre 2001 e 2007, a espécie esteve enfocada por um Comitê Internacional para Conservação e Manejo, inicialmente para miquiquis, e depois para os Atélideos da Mata Atlântica^{962,1601};
- Entre 2005 e 2010 foi elaborado o Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Miquiquis^{981,1033}, por meio do qual foram pactuadas as estratégias para a conservação da espécie. Essas estratégias foram complementadas com as constantes no PAN dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{982,683a}. Esses Planos de Ação contam com Grupos de Assessoramento Técnico, compostos por profissionais de diversas instituições, incluindo especialistas na espécie, que acompanham sua implementação^{988,989}.

Necessárias

- Geração de normativas públicas (federais, estaduais ou municipais) específicas para ações de conservação e manejo de populações remanescentes de *B. hypoxanthus* ao longo de sua área de ocorrência;
- Maior direcionamento de recursos públicos para ações voltadas à conservação e pesquisa da espécie;
- Manutenção das APP, como encostas, topos de morros, beiras de rios e outros corpos d'água. Essas áreas podem aumentar a permeabilidade da matriz na paisagem antropizada, propiciando algum *habitat*



e potencialmente incrementando a conectividade entre as populações;

- Em unidades de conservação com ocorrência da espécie e intensa visitação, recomenda-se o monitoramento sobre possíveis impactos negativos no comportamento e área de ocupação dos grupos de muriquis residentes⁵⁵⁵;

Segundo Talebi *et al.*²²⁴⁶ as principais áreas para conservação da espécie *in situ* são:

- RPPN Feliciano Miguel Abdala, Caratinga (MG);
- PE do Rio Doce (MG);
- PE da Serra do Brigadeiro (MG);
- PARNA Caparaó, na divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo;
- Metapopulação de Santa Maria do Jetibá, no Espírito Santo, em fragmentos situados em propriedades particulares¹³⁸⁰. Estas populações são indicadas por serem as maiores populações conhecidas da espécie.

Presença em unidades de conservação

Bahia: REBIO de Una²⁴⁰⁵, PE Alto do Cariri, PARNA e Histórico do Monte Pascoal (oficina de avaliação);
Espírito Santo: REBIO Augusto Ruschi, e vários fragmentos florestais nos municípios de Santa Leopoldina, Santa Teresa e Santa Maria do Jetibá^{15,1379,1441,1764,2246,2391};

Bahia/Minas Gerais: PARNA Alto Cariri²²⁴⁶;

Minas Gerais: PE Alto Cariri, REVIS Mata dos Muriquis¹³⁶⁰, REBIO da Mata Escura¹³⁶⁰, RPPN Feliciano Miguel Abdala^{15,399,2212,2214,2233}, RPPN Estação Biológica Mata do Sossego^{615,1313}, PE do Rio Doce^{15,617,992,1441,2198}, PE da Serra do Brigadeiro^{15,506,1477,1628}, PE do Ibitipoca⁷⁷³, APA Municipal Serra da Vargem Alegre, MN Estadual Pico do Ibituruna (oficina de avaliação);

Espírito Santo /Minas Gerais: PARNA do Caparaó^{35,836,1379,1441};

Rio de Janeiro/Minas Gerais: PARNA do Itatiaia^{15,552,1177,1288,1441}.

Pesquisas

Existentes

- Estudos de Longo Prazo: RPPN Feliciano Miguel Abdala Caratinga (MG) – 1982-atual (Karen B. Strier); Santa Maria do Jetibá (ES) – 2001-atual (Sérgio L. Mendes); PE da Serra do Brigadeiro (MG) – 2004-2007 (Leandro S. Moreira, Fabiano R. de Melo e Luiz G. Dias), 2007-atual (Leandro S. Moreira e Fabiano R. de Melo); RPPN Mata do Sossego (MG)– 2004-2006 (Carlos Leandro de S. Mendes, Luiz G. Dias e Fabiano R. de Melo, 2011-atual (Fernanda P. Tabacow e Fabiano R. de Melo);
- Monitoramento de Populações: RPPN Feliciano Miguel Abdala, – Monitoramento demográfico (responsável: Karen B. Strier); Santa Maria do Jetibá – (Sérgio L. Mendes); PE da Serra do Brigadeiro, PE do Rio Doce e RPPN Mata do Sossego – Censo por transecção, habituação e coleta de dados ecológicos de 3 grupos de muriquis-do-norte (Luiz G. Dias, Leandro S. Moreira, Elaine F. Barbosa, Carlos Leandro de S. Mendes, Fabiano R. de Melo e André Hirsch);
- Necessidade de realização de maiores estudos na região do PARNA do Itatiaia, considerando o registro recente de muriqui-do-norte nesta área, com a finalidade de se confirmar a importância desse sítio para a espécie;
- Por suas dimensões, a REBIO Mata Escura e o Complexo de unidades de conservação do Alto Cariri necessitam um levantamento populacional sistemático que se possa indicar o tamanho real da população de muriquis no Vale Jequitinhonha;
- Levantamento e mapeamento de populações (*Surveys*): PE da Serra do Papagaio e entorno (MG) – (Fabiano R. de Melo); Corredor Sossego/Caratinga – (CECO - Fernanda Tabacow, Carla Possamai e Fabiano R. de Melo); Sul da Bahia – (IESB – Gabriel R. dos Santos e Fabiano R. de Melo); Demografia e conservação do muriqui-do-norte – (Sérgio L. Mendes, Karen B. Strier, Valéria Fagundes); História de vida e demografia do muriqui-do-norte na RPPN Feliciano Miguel Abdala – (Karen B. Strier e Sérgio L. Mendes); Sul da Bahia e nordeste de Minas Gerais – (UFG e CECO - Fabiano R. de Melo); Zona da Mata Mineira – (UFG e CECO – Fabiano R. de Melo, Fernanda P. Tabacow e Carla de B. Possamai);
- Ações de Manejo: Translocação de fêmeas (CECO - Fabiano R. de Melo); Manejo metapopulacional



(UFES e IPEMA - Sérgio Mendes); Manejo de indivíduos isolados e manutenção de uma colônia cativa da espécie (UFG e CECO - Fabiano R. de Melo).

Lagothrix cana cana (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812)

André Luis Ravetta, Mônica Mafra Valença-Montenegro, Anthony Brome Rylands & Mariluce Rezende
Messias

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nome comum: macaco-barrigudo



Foto: Renata Azevedo

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A4cd

Justificativa

Lagothrix cana cana é um táxon endêmico à Amazônia ocidental. Infere-se que esta subespécie venha sofrendo redução populacional de pelo menos 50%, em três gerações ou 45 anos, em decorrência da intensa caça, inclusive em Terras Indígenas, onde o uso de armas de fogo e o acesso a áreas mais remotas é cada vez maior, aliada ao desmatamento, redução e desconexão de *habitat*, agricultura, pecuária, expansão urbana, aumento da matriz rodoviária, como pavimentação da BR-364, BR-319 e vicinais e da matriz energética. Há informações de extinção em algumas localidades. Sendo assim, o táxon foi categorizado como Em Perigo (EN), sob o critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	NT
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁶⁵	EN A2cd

Outros nomes aplicados ao táxon

Lagothrix lagothricha cana É. Geoffroy Saint-Hilaire; *Simia cana* É. Geoffroy, 1812; *Gastrimargus olivaceus* Spix, 1823; *Lagothrix ubericola* Elliot, 1909; *Lagothrix puruensis* Lönnberg, 1940.

Notas taxonômicas

Cruz Lima⁵⁴² descreveu um filhote de *Lagothrix* de cor laranja, procedente do rio Napo, a partir de uma amostra do Museu Paraense Emílio Goeldi em Belém/Pará. Esta forma foi encontrada por Carlos A. Peres, em 2002, na parte superior do rio Jutaízinho. Esta descoberta foi relatada por Van Roosmalen¹⁹⁴⁰,



que a deu um binômio latino que, por ter sido descrito apenas no seu sítio na internet, não foi considerado válido pela ciência.

Distribuição geográfica

Lagothrix cana cana não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também no Peru²⁶⁷. No Brasil está presente nos estados do Acre, Amazonas, Mato Grosso, Pará e Rondônia, onde é residente e nativo²⁶⁷.

De acordo com Boubli *et al.*²⁶⁷, o táxon ocorre no Brasil no sudoeste da Amazônia, ao sul dos rios Amazonas-Solimões, entre o rio Juruá e o interflúvio Tapajós-Juruena. Não ocorre no Baixo Tapajós, com o registro mais setentrional neste rio na localidade Rabelo, localizada à margem da rodovia Transamazônica, ao sul do PARNA da Amazônia e ao lado da FLONA do Amanã (A.L. Ravetta, dados não publicados). Está presente no curso superior do Juruena⁷⁷⁴ e, possivelmente a oeste, estende-se de lá para o rio Guaporé, na fronteira da Bolívia²⁴¹⁶. Iwanaga e Ferrari¹⁰⁰³ esclareceram os limites sul da distribuição no estado de Rondônia. Eles descobriram que a espécie estava ausente nos locais vistoriados nos interflúvios Mamoré, Madeira e Jiparaná. *Lagothrix cana cana* foi registrado em dois locais na rodovia BR-364 ao norte dos rios Abunã e Madeira, e ocorre ao longo da margem direita ao norte do rio Jiparaná e seu afluente, o rio Pimenta Bueno. Os mesmos autores também registraram a espécie em duas localidades ao sul do rio São Pedro e a oeste do rio Pimenta Bueno. O sul de Rondônia apresenta uma paisagem heterogênea composta por montanhas, planícies, áreas de floresta e cerrado, que pode ter limitado a distribuição da espécie a sul em função de presença de áreas de floresta baixa e solos arenosos, ambientes impróprios para a ocorrência da espécie¹⁰⁰³. *Lagothrix cana cana* está, portanto, ausente nas pastagens de Guaporé e da margem direita do rio Abunã, na Bolívia¹⁰⁰³.

A extensão de ocorrência desta subespécie é maior que 20.000 km² e se infere que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km².



História natural

Lagothrix cana cana é típico de planície de floresta tropical de terra firme²⁶⁷. Peres¹⁷³², em seu estudo, afirma que a espécie tem esta preferência e que permanece apenas 2,6% do seu tempo em áreas de



floresta inundada. Não se sabe se o táxon é restrito a *habitat* primários ou se apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente. A área de vida do táxon foi estimada em 1.021 ha¹⁷³².

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	5 a 7 anos (para <i>L. lagothericha</i>) ⁵⁹³ .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	7.650 gramas (n = 1) ^{1730,1731} .
Macho	9.400 gramas (8.930-10.200 n = 3) ^{1730,1731} .
Comprimento adulto	
Fêmea	1.125 mm ¹²¹¹ .
Macho	1.200 mm ¹²¹¹ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁷⁵⁰ .	
Razão sexual	
1,9 (fêmeas/macho) ¹⁷³² .	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecido para a espécie.	
Tempo de gestação	
7,5 meses (para <i>Lagothrix poeppigii</i>) ^{663,909} .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para <i>Lagothrix poeppigii</i>) ^{663,909} .	
Longevidade	
24,9 (indivíduo de <i>Lagothrix poeppigii</i> em cativeiro) ¹⁰⁴¹ .	
Tempo geracional	
15 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: segundo Garcia ⁸¹⁸ , 2n = 62.	
Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas):	
Desconhecida.	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, mas se infere que o número de indivíduos maduros deste táxon seja superior a 10.000. *Lagothrix cana cana* apresenta tamanho médio de grupo entre 20 e 41 indivíduos^{1725,1730}.

Há informações sobre o aporte de indivíduos de fora do Brasil, mas não se sabe sobre a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Existem evidências de aumento nos níveis de ameaça fora do Brasil devido à caça.

Existem grandes diferenças nos índices de abundância populacional entre locais com ocorrência de pressão de caça e das áreas onde não foi identificada esta ameaça^{230,1037,1725,1733}. Considerando que a pressão de caça é relatada em diversas áreas de ocorrência da subespécie, inclusive em Terras Indígenas, e que, além dessa ameaça existem outras como a perda e fragmentação de *habitat*, estima-se que o táxon venha sofrendo intenso declínio populacional nas últimas gerações.

Informações sobre densidade/abundância populacional: 1,2 ind/km² em área com pressão de caça²³⁰; 6 ind/km² em área com pressão de caça^{1036,1037}; 30,5 ind/km² em área sem pressão de caça, 27,7 ind/km² em área sem pressão de caça, 20 ind/km² em área sem pressão de caça¹⁷²⁵; 17 ind/km² em área



sem pressão de caça^{1036,1037}; 11,1 ind/km², 26,2 indivíduos por km² (1733); 7,4 ind/km² – 13,3 indivíduos por km² (1996); 15,1 indivíduos por km² (145). Bastos¹⁴⁵, em estudo realizado no médio interflúvio Purus-Madeira, observou que a proximidade de comunidades humanas afeta de maneira negativa a abundância deste primata, provavelmente por efeito da caça e degradação da floresta. Santos & Mendes-Oliveira²⁰²¹ registraram, para *Lagothrix cana*, a maior abundância relativa (1,03 avistamentos/10km) dentre os mamíferos de médio e grande porte inventariados na região do rio Urucu, no Amazonas, em uma área remota e livre de assentamentos humanos e pressão de caça.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: intensa caça, inclusive em Terras Indígenas, desmatamento, redução e desconexão de *habitat*, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, aumento da matriz rodoviária, pavimentação da BR-364, BR-319 e vicinais e expansão da matriz energética.

Ações de conservação

O táxon está listado no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Acre: ESEC Rio Acre⁷¹³, FLONA Macauã, FLONA São Francisco, FLONA Santa Rosa do Purus²⁶⁷;

Amazonas: REBIO Abufari, PARNA Mapinguari, FLONA Jatuarana, FLONA Humaitá, FLONA Purus, FLONA Mapiá-Inauini, FLONA Pau Rosa, FLONA Tefé²⁶⁷, RDS Uacari, PARNA Nascentes do Lago Jari, RESEX do Lago do Capanã Grande, RDS Estadual Rio Amapá, RDS Estadual Igapó-Açu, RDS Estadual do Rio Madeira, PE do Matupiri (oficina de avaliação);

Pará/Amazonas: PARNA da Amazônia (oficina de avaliação);

Pará: FLONA Amanã;

Rondônia: PARNA Pacaás Novos, ESEC Samuel¹⁹⁷⁸, REBIO Jarú, ESEC Cunã^{267,1978}, ESEC Serra dos Três Irmãos⁷¹³, PE Guajará-Mirim¹⁰⁰³, FLONA Jamari, FLONA Bom Futuro²⁶⁷;

Mato Grosso: ESEC Iquê^{267,1978}.

Lagothrix lagothricha (Humboldt, 1812)

Ítalo Martins da Costa Mourthé, Camila Crispim Muniz & Anthony Brome Rylands

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nome comum: macaco-barrigudo



Foto: Pablo Roberto Stevenson



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4d

Justificativa

Lagothrix lagothericha é uma espécie que ocorre em toda a planície noroeste amazônica. Suspeita-se que a espécie vem sofrendo redução populacional, atingindo pelo menos 30%, em três gerações ou 45 anos. Essa redução tem ocorrido em decorrência da intensa caça, inclusive em Terras Indígenas, onde o uso de armas de fogo e o acesso às áreas mais remotas é cada vez maior. Há informações da possível extinção em algumas localidades e, além disso, existem extensas áreas de caatinga arbórea dentro da extensão de ocorrência da espécie que não são habitadas por esta, indicando que a área de ocupação da espécie é substancialmente menor que sua extensão de distribuição. Por essas razões, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), sob o critério A4d.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1244,1980}	NT
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis e mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁶⁵¹	VU A3cd

Outros nomes aplicados ao táxon

Lagothrix humboldtii E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812; *Gastrimargus infumatus* Spix, 1823; *Lagothrix caparro* Lesson 19840; *Lagothrix geoffroyi* Pucheran 1857; *Lagothrix caroarensis* Lonnberg, 1931.

Notas taxonômicas

A taxonomia de *Lagothrix* é baseada em Fooden⁷⁷⁴, mas segue Groves^{878,879}, que reconheceu as formas *cana* É. Geoffroy, 1812, *lugens* Elliot, 1907, e *poepigii* Schinz, 1844 como espécies plenas, em vez de subespécies de *lagothericha* (Humboldt, 1812). Aqui está sendo seguida a proposta taxonômica de Groves⁸⁷⁸.

Distribuição geográfica

Lagothrix lagothericha não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também na Colômbia, Equador, Peru e, possivelmente, na Venezuela¹⁶⁵¹. No Brasil, ocorre no estado do Amazonas no interflúvio Negro-Solimões, onde é residente e nativo¹⁶⁵¹. Apesar de não ocorrer na parte leste do interflúvio Negro-Solimões, os limites exatos de sua ocorrência nesta região ainda não são bem conhecidos¹⁶⁵¹, sendo necessário uma maior amostragem. O táxon pode ter sido localmente extinto no PARNA do Jaú¹³³. Existem também extensas áreas de caatinga arbórea dentro de sua extensão de ocorrência que não são habitadas pela espécie¹⁷²⁴. Na Colômbia, *Lagothrix lagothericha* ocorre em toda planície amazônica desde o rio Uva, um afluente na margem esquerda do rio Guaviare em Vichada⁵⁹³, estendendo-se ao leste até o rio Orinoco, podendo ocorrer na Venezuela ao sul do Orinoco no interflúvio Orinoco-Cassiquiare¹²⁰³. No Equador e Peru ocorre ao norte do rio Amazonas¹⁶⁵¹. A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² e infere-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km².



História natural

Lagothrix lagothericha habita, principalmente, a floresta amazônica de terra firme, mas pode usar as florestas alagadas em épocas com alta abundância de frutos^{591,2205}. Não é restrito aos *habitat* primários, e é relativamente tolerante às modificações/perturbações no ambiente, ocorrendo mesmo em áreas secundárias ou perturbadas/fragmentadas¹⁶⁵¹.

Sua dieta é composta principalmente de frutos e sementes com 59 a 83%, folhas com 11 a 13%, invertebrados, 5 a 25% e outros, 1 a 3%^{589,2205}. Devido a uma dieta essencialmente frugívora e seu grande tamanho corporal, *L. lagothericha* tem um papel significativo na dispersão de sementes nas florestas ao longo de sua extensão de ocorrência e sua extinção pode ser considerada como um importante distúrbio ao ecossistema⁵⁸⁹. A área de vida do táxon foi estimada como sendo entre 400 ha e 1.100 ha por Nishimura & Izawa¹⁵⁴⁰. Outros estudos relataram áreas de vida de 200 ha⁵⁹¹ e 760 ha²²⁰⁵.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	5 a 7 anos ⁵⁹³ .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	As fêmeas de <i>L. lagothericha</i> são menores (5.000-6.500 g, n = 6) do que os machos (8.000-10.000 g, n = 3) ⁷⁷⁶ .
Macho	
Comprimento adulto	
Fêmea	As fêmeas e machos de <i>L. lagothericha</i> medem 461 ± 43 mm (n = 9) e 478 ± 41 mm (n = 11) de comprimento cabeça-corpo e 642 ± 41 mm e 624 ± 39 mm de comprimento de cauda ⁷⁷⁴ .
Macho	
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁷⁵⁰ .	



Razão sexual
A razão sexual nesta espécie foi estimada em 1,3. Razão sexual calculada pelo autor dividindo-se o número de fêmeas pelo número de machos adultos apresentado por Izawa ¹⁰¹⁶ e Nishimura ¹⁵⁴¹ (n = 2 grupos).
Intervalo entre nascimentos
O intervalo entre nascimentos foi estimado em $36,7 \pm 4,7$ meses, variando entre 28-45 meses (n = 13) ¹⁵⁴¹ .
Tempo de gestação
7,0-7,5 meses ²⁴³⁹ .
Tamanho da prole
1 filhote(dado para <i>L. poeppigii</i>) ^{663,909} .
Longevidade
Não existem registros precisos da longevidade da espécie em vida livre, mas um indivíduo de <i>Lagothrix poeppigii</i> viveu em cativeiro em torno de 25 anos.
Tempo geracional
15 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
<i>Lagothrix lagothricha</i> apresenta um cariótipo $2n = 62$, XX/Y ^{660,1858} . As relações filogenéticas deste táxon ainda são bastante debatidas.

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Na Colômbia, foi observado um grupo com 42-43 indivíduos (11 machos adultos, 15 fêmeas adultas, 5 sub-adultos, 5 a 6 juvenis e 6 infantes) em Puerto Japón, no rio Peneya¹⁰¹⁶. Em Puerto Tokio, também no rio Peneya, foram encontrados seis grupos contendo entre 25 e 30 até 60 e 70 indivíduos^{1016,1540}. Um grupo estudado no Centro de Investigaciones Ecologicas de La Macarena, Colômbia, variou de 12 indivíduos (4 machos adultos, 5 fêmeas adultas e 3 imaturos) em 1987 a 25 indivíduos (5 machos adultos, 7 fêmeas adultas e 13 imaturos) em 1998. Não há informações sobre o aporte de indivíduos de fora do Brasil ou da contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais. Assim como acontece em outros atelíneos, as fêmeas normalmente dispersam e os machos são filopátricos em *Lagothrix*, mas dados genéticos indicam que os machos também dispersam para outros grupos, embora com uma frequência menor do que as fêmeas^{263,747,749}.

As informações sobre abundância populacional são de que não existem estimativas de densidade ou abundância desta espécie disponível para o Brasil. A espécie ocorre em uma densidade aproximada de 5,5 ind/km² na Colômbia^{590,1540}.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Devido ao seu tamanho corporal, *Lagothrix lagothricha* é bastante suscetível à pressão de caça¹⁷²⁶, sendo esta, juntamente com a apanha, uma das principais ameaças identificadas para o táxon. O táxon é intensamente caçado por ribeirinhos, caboclos e indígenas (Peres^{1726,1727} para *Lagothrix cana*). Há indicações de extinção em algumas localidades, como o interflúvio Negro-Solimões¹³³, o que sugere um impacto da sobrecaça sobre esta e outras espécies de primatas de grande porte na região²⁰⁹⁰.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.



Presença em unidades de conservação

No Brasil, a ESEC Juami-Japurá encontra-se dentro da extensão de ocorrência da espécie^{1651,1978}, mas não existem até o momento evidências concretas de que a espécie ocorra nesta unidade de conservação. *Amazonas*: PARNA do Jaú (oficina de avaliação).

Em outros países:

Colômbia: PARNA Natural Amacayacu, PARNA Natural La Paya^{593,1771}, PARNA Natural Cahuinari⁵⁹³; *Equador*: PARNA Sumaco-Napo Galeras, Reserva Ecológica Cayambe-Coca, Reserva Ecológica Cofán de Bermejo e Reserva de Producción Faunística Cuyabeno²²⁸².

Pesquisas

Necessárias

Faltam os dados mais básicos sobre a espécie no Brasil. Para garantir o conhecimento da abundância de *Lagothrix lagothricha*, levantamentos populacionais devem ser realizados ao longo de toda a sua extensão de ocorrência no Brasil. Ainda, é necessário determinar possíveis indicadores ambientais da ocorrência da espécie em suas áreas de ocorrência e as ameaças à sua sobrevivência. Incentivos devem ser realizados para implementação de programas de educação ambiental com foco na espécie, principalmente, entre indígenas e não-indígenas, que frequentemente caçam indivíduos desta espécie. Estudos genéticos das populações ao longo da extensão de ocorrência da espécie também são prioritários para o conhecimento da sua variabilidade genética.

Lagothrix poeppigii Schinz, 1844

André Luis Ravetta, Camila Crispim Muniz & Anthony Brome Rylands

Ordem: Primates

Família: Atelidae

Nomes comuns: macaco-barrigudo,
macaco-barrigudo-prateado



Foto: Kelsey Ellis

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cd

Justificativa

Lagothrix poeppigii é uma espécie endêmica à Amazônia. Suspeita-se que esta espécie vem sofrendo redução populacional atingindo pelo menos 30%, em três gerações ou 45 anos, em decorrência da intensa caça, inclusive em terras indígenas onde o uso de armas de fogo e o acesso à áreas mais remotas é cada vez maior, aliada ao aumento da matriz rodoviária principalmente no Acre. Há informações de extinção em algumas localidades. Sendo assim, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), sob o critério A4cd.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	NT
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²²⁰⁴	VU A2cd

Outros nomes aplicados ao táxon

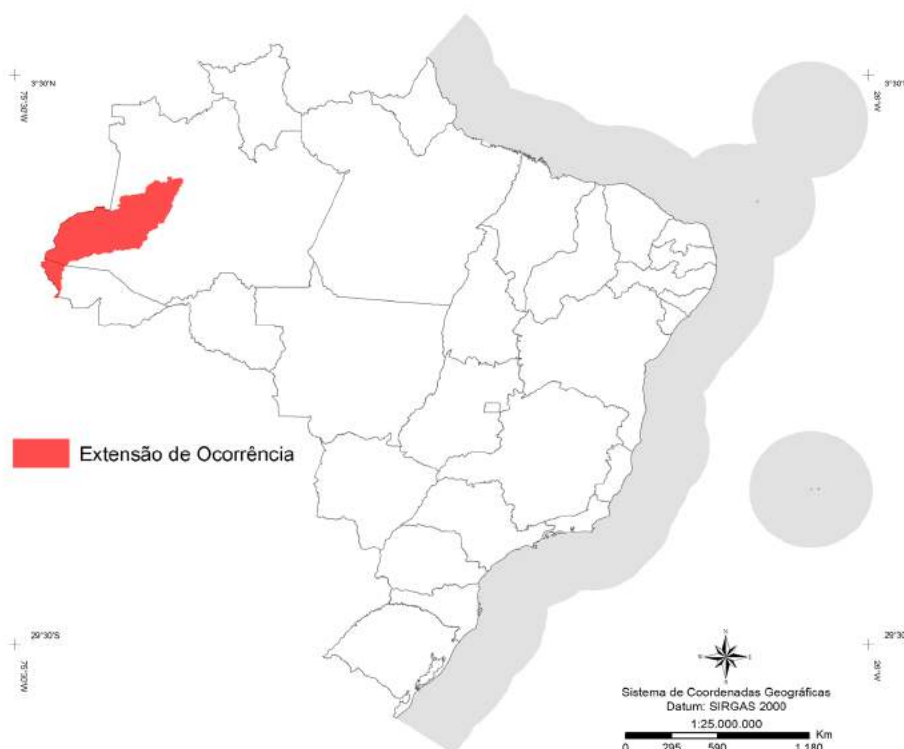
Lagothrix castelnaui I. Geoffroy Saint-Hilaire & Deville, 1848.

Notas taxonômicas

A proveniência de um macaco juvenil com pelagem de cor laranja ilustrada por Cruz Lima⁵⁴² era desconhecida até recentemente. A população foi encontrada por Carlos A. Peres no alto rio Jutai, Amazônia (dentro da faixa de suposta *L. poeppigii*) e relatado por Van Roosmalen em seu sitio na internet, em 5 de agosto de 2003 (acessado em 29 de setembro de 2003). Van Roosmalen informou que filhotes e jovens desta forma alaranjada são frequentemente mantidos vivos pelos índios Katokina junto às cabeceiras dos rios Jutai e Jutazinho, e às vezes aparecem como animais de estimação na cidade de Eirunepe (rio Juruá). No mesmo sitio, Van Roosmalen descreveu um macaco-barrigudo de cor pálida e de proveniência desconhecida, visto como animais de estimação na cidade de Tabatinga. Van Roosmalen sugeriu que este pode ser uma forma ainda não descrita²²⁰⁴. Aqui está sendo seguida a proposta taxonômica de Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Lagothrix poeppigii não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também no Equador e no Peru, enquanto no Brasil está presente nos estados do Acre e Amazonas, onde é residente e nativo²²⁰⁴. Ocorre ao sul do rio Solimões e ao oeste do rio Juruá nos estados do Amazonas e Acre⁷⁴⁴. De acordo com Fooden⁷⁷⁴, o limite leste da faixa de *L. poeppigii* é o rio Juruá, mas formas variáveis de marrom avermelhado típico da espécie ocorrem até o rio Purus. A distribuição se estende a oeste no Peru e Equador, onde ocorre até





os Andes a uma altitude máxima de 1.800 m no Equador²²⁰⁴.

A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km², mas sua área de ocupação é desconhecida.

História natural

Lagothrix poeppigii ocorre em florestas primárias e não ocorre em florestas secundárias ou com perturbações antrópicas²²⁰⁴. O táxon é restrito a *habitat* primários e não apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente²²⁰⁴.

A área de vida do táxon é estimada em 108 a 400 ha⁷⁵².

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	6 a 8 anos ^{663,909} .
Macho	5 anos ^{663,909} .
Peso adulto	
Fêmea	4.530 g. ⁷⁴⁵ ; 7.400 g. (dado não publicado).
Macho	3.600, 5.000 gramas ⁷⁴⁴ ; 7.100 ⁷⁴⁵ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 460 ± 022,2 mm ⁷⁴⁴ ; 520 (dado não publicado).
Macho	Cabeça-corpo: 489 ± 033,6 mm ⁷⁴⁴ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁷⁵⁰ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecido para a espécie.	
Tempo de gestação	
7,5 meses ^{663,909} .	
Tamanho da prole	
1 filhote ^{663,909} .	
Longevidade	
24,9 (indivíduo de cativeiro) ¹⁰⁴¹ .	
Tempo geracional	
15 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Desconhecidas.	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Lagothrix poeppigii apresenta tamanho médio dos grupos entre 23 e 25 indivíduos no Equador⁷⁵², entretanto há registro de grupos menores, entre 10 e 23 indivíduos^{1825,2173}.

Há o aporte de indivíduos de fora do Brasil (Í. Mourthé, com. pess., 2012) porém a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais é desconhecida. Sabe-se que ocorre intensa caça no Peru e no Equador²⁴²¹, entretanto não existem evidências de aumento/diminuição nos níveis de ameaça fora do Brasil, nem se sabe se essa ameaça possa interferir no declínio das populações brasileiras.



As informações sobre abundância populacional são: 31 ind/km² PARNA Yasuni - Equador⁷⁵⁰.
Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: aumento da matriz rodoviária e caça. O táxon sofre com intensa caça, principalmente devido ao seu tamanho corporal¹⁷²⁶. O impacto da caça tem aumentado em terras indígenas, onde o uso de armas de fogo e o acesso às áreas mais remotas é cada vez maior. No Acre, a ampliação da matriz rodoviária é também um dos principais fatores de ameaça.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Acre: PARNA Serra do Divisor^{344,1218,1978};

Amazonas: ESEC Jutai -Solimões^{1978,2204}, ARIE Javari-Burití²²⁰⁴, RDS do Cujubim (dado não publicado).

Callithrix aurita (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812)

Fabiano Rodrigues de Melo, Daniel da Silva Ferraz, Mônica Mafra Valença-Montenegro, Leonardo de Carvalho Oliveira, Daniel Gomes Pereira & Marcio Port-Carvalho

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: sagui-da-serra-escuro,
sagui-caveirinha



Foto: Rodrigo Salles de Carvalho

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A3ce+4ce

Justificativa

Callithrix aurita é endêmica à Mata Atlântica do sudeste do Brasil, com distribuição concentrada na Serra do Mar e entorno. Infere-se que a espécie está sofrendo uma redução populacional de pelo menos 50% em um intervalo de 18 anos ou três gerações devido à perda e fragmentação de *habitat* e principalmente à competição e hibridação com espécies invasoras, que estão ampliando sua distribuição. Sendo assim, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelos critérios A3ce+4ce.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1363,1450}	VU C2a(i)
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação e novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,686}	Minas Gerais: EN Rio de Janeiro: VU São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ¹⁹⁸⁵	VU C2a(i)

Outros nomes aplicados ao táxon

Simia aurita Humboldt, 1812²⁴⁰²; *Jacchus auritus* E. Geoffroy, 1812; *Hapale auritus* Kuhl, 1820²⁴⁰²; *Hapales auritus* Jardine, 1833²⁴⁰²; *Hapale aurita* Wagner, 1840²⁴⁰²; *Callithrix auritus*, Trouessart, 1904²⁴⁰²; *Callithrix aurita aurita* Moojen, 1950²⁴⁰²; *Callithrix aurita caelestis* Moojen, 1950²⁴⁰²; *Callithrix aurita coelestis* Cabrera, 1958²⁴⁰²; *Hapale caelestis* Miranda Ribeiro, 1924; *Hapale petronius* Miranda Ribeiro, 1924; *Hapale caelestis itatiayae* Ávila-Pires, 1959⁸⁷⁸; *Callithrix jacchus aurita* Hershkovitz 1968²⁴⁰²; *Callithrix aurita petronius* Mittermeier & Coimbra-Filho, 1981²⁴⁰².

Notas taxonômicas

As formas de saguis do litoral brasileiro (*Callithrix penicillata* É. Geoffroy, 1812, *C. geoffroyi* É. Geoffroy em Humboldt, 1812, *C. aurita* É. Geoffroy em Humboldt, 1812, e *C. flaviceps* Thomas, 1903) pertenciam ao grupo *jacchus* e eram consideradas subespécies de *Callithrix jacchus*⁹¹⁹. Atualmente todas são reconhecidas como espécies plenas^{463,476,1287,1439}. Coimbra-Filho^{477,478,480,481} argumentou que a semelhança de *C. aurita* e *C. flaviceps* na morfologia dentária¹⁵²⁹, no comportamento, na pelagem, infantes das duas formas são praticamente idênticos na aparência, nas vocalizações^{1392,1393} e a descoberta de grupos selvagens de híbridos em Carangola, Minas Gerais⁷²⁴, reforçariam o argumento para terem o status subespecífico⁴⁶⁷. Porém, Ferrari *et al.*⁷¹², por meio de estudos ecológicos e comportamentais comparativos entre grupos de *C. aurita* e *C. flaviceps*, contestaram, reconhecendo duas espécies distintas. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰, que considera *C. aurita* e *C. flaviceps* como espécies plenas.

Distribuição geográfica

Callithrix aurita é um primata endêmico ao Brasil, ocorrendo nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, onde é residente e nativo¹⁹⁸⁵. Melo & Rylands¹³⁶³ descreveram da seguinte maneira a distribuição geográfica deste táxon: “O seu limite norte de distribuição geográfica parece ser o rio Piracicaba, em Minas Gerais, na sua foz com o rio Doce. A oeste, parece ocorrer até os limites do Espinhaço, em Minas Gerais, e nas áreas de transição com o Cerrado, em São Paulo. A leste, no Rio de Janeiro, a espécie de fato se limita às partes superiores das encostas da Serra do Mar, com exceção do sul do estado, onde *C. aurita* pode ser encontrado quase ao nível do mar. Ao norte da cidade de Campos dos Goytacazes (RJ) a espécie volta a ocorrer em áreas de meia encosta, muitas vezes inferiores a 300 m de altitude¹³⁵⁹. Seu limite sul é ainda uma incógnita, pois o grande maciço de Paranapiacaba, em São Paulo, pode abrigar populações relictuais, como ocorre com *Leontopithecus chrysopygus*¹¹⁹⁴. Aparentemente, sua distribuição avança pela margem sul do rio Tietê, sem definição exata de seu limite, que parece ser mais ecológico do que meramente geográfico^{919,1393}. A espécie é encontrada em áreas com ampla variação altitudinal de 80 a 1.375 m acima do nível do mar, mostrando grande amplitude de ocupação de *habitat*, a despeito de seu nome vulgar, que é sagui-da-serra-escuro^{290*}”.

Em 75% das observações e registros de museu relatados por Brandão & Develey²⁹⁰ e Bechara¹⁴⁹, a espécie foi encontrada em altitudes maiores que 800 metros. De qualquer modo, entre os calitriquídeos que ocorrem na Mata Atlântica, *C. aurita*, junto com *C. flaviceps*, é a espécie que habita as áreas com condições climáticas mais extremas, sendo possível que o clima seja um fator limitante em sua



distribuição geográfica⁸⁶⁷.

A partir de estudos mais recentes, novos registros de *C. aurita* foram publicados, como noroeste do estado do Rio de Janeiro^{172,177} (D. Pereira, dados não publicados) e enclaves de Cerrado no estado de São Paulo e também nas áreas sul e sudeste de Minas Gerais¹⁴⁹. É preciso uma maior amostragem no limite sul da distribuição que ainda não está definido. Portanto, regiões como o grande maciço de Paranapiacaba e a margem sul do rio Tietê, em São Paulo, são locais com potencial de ocorrência deste táxon¹³⁶³.

A distribuição atual do táxon está reduzida em relação à sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica. Além disto, continua havendo perda de *habitat* (relatório SOS Mata Atlântica) e a população como um todo vem sendo afetada por espécies invasoras.

De acordo com Bechara¹⁴⁹, a extensão de ocorrência (EOO) da espécie foi calculada, pelo método α -hull, em 140.393 km² e sua área de ocupação (AOO) foi calculada pelo método do *habitat* remanescente em 4.990,7 km²⁽¹⁴⁹⁾. Este estudo apontou uma redução de 5.415 km² na AOO da espécie, aproximadamente 43% em 18 anos. Para isso foram utilizados as AOO do mapeamento de 1990 (10.406,499 km²) e a AOO do mapeamento 2008 (4.990,7 km²)¹⁴⁹.



História natural

Callithrix aurita habita floresta estacional semidecidual, floresta ombrófila densa, frequentemente com abundância de bambus, e pode ocorrer em uma ampla variação altitudinal de 80 a 1.350 m acima do nível do mar^{290,1630}. O táxon não é restrito a *habitat* primários e apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente, exceto à introdução de congêneres.

Geralmente, há apenas uma fêmea reprodutiva, embora tenham sido observados casos de duas fêmeas reproduzindo no mesmo grupo⁵⁰¹. *Callithrix aurita* pode estabelecer simpatria com outras espécies de primatas, como os do gênero *Cebus* e *Callicebus*^{1359,1504}, porém não há registro de simpatria com as outras formas de *Callithrix*²⁴⁰², à exceção dos casos de invasão biológica^{290,410,1707,1960,1973}.

Como todos os calitriquídeos, *C. aurita* é um insetívoro-frugívoro-gomívoro, incluindo em sua dieta até mesmo uma espécie de fungo encontrado em bambu⁵⁰³. Muskin¹⁵⁰⁴ e Brandão & Develey²⁹⁰ insistem



na alta insetivoria da espécie, destacando que a presença da mesma em fragmentos florestais de pequena área deve-se à grande disponibilidade de insetos em emaranhados de cipós e lianas. Muskin¹⁵⁰⁴ não havia observado, em seus estudos, consumo de frutos, flores ou exsudatos, somente de insetos; todavia, provavelmente a não observação de um comportamento alimentar mais similar às demais espécies do gênero se deve à vegetação pujante do seu *habitat* e à dificuldade em observar os animais devido ao padrão críptico do pelame da espécie⁴⁸¹. Martins¹³⁰⁶ destaca o comportamento oportunista da espécie, ao descrever um grupo de *C. aurita* alimentando-se de presas afugentadas por formigas de correição. Martins & Setz¹³⁰⁴ detalham a dieta deste mesmo grupo com 4 indivíduos, evidenciando ampla gama de espécies arbóreas utilizadas pelos saguis, por produzirem exsudatos (50,5% dos itens alimentares foram representados por gomas ingeridas), além de presas animais (38,5%), como invertebrados, rãs, lagartos e ninhegos.

A área de vida do táxon é estimada em 11 ha¹⁵⁰⁵; 17 ha - Faz. Barreiro Rico, Anhembí²²⁹⁵; 35,3 ha – PE da Serra do Mar (Núcleo Cunha)⁵⁰³, 39,9 ha - ESEC de Bananal, Bananal²⁹¹, dados para São Paulo, e 16,5 ha¹³⁰⁵ para Minas Gerais.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	1 a 1 ano e 3 meses (para o gênero) ²¹⁶⁸ .
Macho	1 ano (para o gênero) ²¹⁶⁸ .
Peso adulto	
Fêmea	400-450 gramas ⁸¹³ .
Macho	
Comprimento adulto	
Fêmea	cabeça-corpo 220 a 230 mm (n = 2), cauda 280 a 350 mm (n = 9) ²⁴⁰² .
Macho	
Sistema de acasalamento	
Multimacho-multifêmea ¹⁵⁰⁵ ; Poligínico ^{503,523} .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
<5 meses ⁷¹² ; 154 a 162 dias (para o gênero) ^{1967,2257} .	
Tempo de gestação	
4,7 a 5 meses (para o gênero) ¹⁹⁶¹ .	
Tamanho da prole	
Gêmeos (para o gênero) ²²⁰³ .	
Longevidade	
Em cativeiro, o tempo médio de vida de <i>C. jacchus</i> é de cinco a sete anos, com um máximo de 16 a 17 anos ²²⁵⁶ .	
Tempo geracional	
6 anos ¹⁰⁰¹ .	



Características genéticas

Cariótipo: (22n = 46)¹⁵⁰⁹.

Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): A caracterização do cariótipo da família Callitrichidae tem sido realizada por diversos autores. Embora numerosos, estes trabalhos não explicam as relações filogenéticas entre os táxons¹⁵¹⁰. Nagamashi *et al.*¹⁵⁰⁹ concluíram que as cinco espécies estudadas do gênero *Callithrix* (à exceção de *C. flaviceps*) são extremamente homogêneas quanto aos cariótipos, exceto pelo tamanho e morfologia do cromossomo Y. As análises moleculares também demonstram que a divergência genética no gênero *Callithrix* é pequena^{2054,2244}. No entanto, Moreira¹⁴⁷⁸ encontrou uma diferença no gene SRY que pode representar um possível marcador para a espécie *Callithrix aurita*. Amplificando 850 pares de base do gene SRY, foi revelada uma deleção de nove pares de base em *C. aurita*, diferente de todas as outras espécies do gênero, à exceção de *C. flaviceps*. De acordo com Schneider²⁰⁵⁴, a pequena divergência genética entre espécies do gênero *Callithrix* sugere que a especiação neste grupo é um evento muito recente. As análises realizadas evidenciam uma clara distinção de *C. aurita*, sendo esta a espécie do gênero que se separou mais cedo^{1287,2054,2080,2244}, representando um patrimônio genético diferenciado de todas as outras espécies de *Callithrix*¹⁷⁰⁹.

População

Estima-se que a população total remanescente esteja dividida em 176 subpopulações¹⁴⁹, com o número de indivíduos maduros deste táxon sendo superior a 10.000. A espécie vem sofrendo intensa redução populacional, em decorrência da perda e fragmentação de seu *habitat*, como demonstrado por Bechara¹⁴⁹, que evidenciou uma redução de aproximadamente 43% na área de ocupação da espécie em 18 anos. O declínio populacional estimado para a espécie é ainda intensificado pela existência de competição e hibridação com espécies invasoras, a exemplo de *C. penicillata* e *C. jacchus*, além de híbridos do gênero *Callithrix*. Assim, infere-se que a redução populacional das populações de *C. aurita* seja de pelo menos 50% no intervalo de 18 anos.

Callithrix aurita forma pequenos grupos em vida livre. De acordo com Muskin¹⁵⁰⁵, os grupos possuem cerca de 4 a 6 indivíduos, podendo chegar a 8, ainda que temporariamente. Torres de Assumpção²²⁹⁵ registrou com maior frequência grupos de 3 a 4 indivíduos em seu estudo na Fazenda Barreiro Rico no município de Anhembi (SP), limite oeste da distribuição da espécie; Coimbra-Filho⁴⁸¹ registrou grupos de 2 a 6 indivíduos; Stallings & Robinson²¹⁹⁸ apontaram até 5 indivíduos, sendo a espécie pouco abundante em todos os locais onde foi observada. Já Corrêa *et al.*⁵⁰¹ observaram grupos maiores, de 6 a 11 indivíduos. Mais recentemente, Pereira¹⁷⁰⁹ registrou grupos de 2 até 5 indivíduos e Oliveira¹⁵⁶⁴, de até 10 indivíduos.

As informações sobre abundância populacional são:

São Paulo: 15 ind/km² - Fazenda Barreiro Rico, Anhembi²²⁹⁵; 20 a 23 ind/km² - PE Serra do Mar (Núcleo Cunha)⁵⁰³; 3,5 ind/km² - Fazenda São José, Rio Claro¹⁷⁹; PE Cantareira 0,51 encontros/10 km percorridos (Núcleos Águas Claras, Cabuçu, Engordador e Pedra Grande), São Paulo, Mairiporã e Guarulhos²³⁰⁹; 7,55 ind/km² - PE Serra do Mar (Núcleos Cunha e Santa Virgínia), Cunha, Natividade da Serra e São Luiz do Paraitinga¹⁵⁵⁰.

Minas Gerais: 0,02 a 0,08 ind/km² - PE Rio Doce²¹⁹⁸; 2,8 ind/km² - PE Serra do Brigadeiro⁵⁰⁶; 14,76 ind/km² - Pouso Alegre⁵¹³.

Rio de Janeiro: 1,42 ind/km², sendo 0,46 grupos/km² - PARNA Serra dos Órgãos¹⁷⁰⁹; 8,22 ind/km² - RPPN Sítio do Café e outros fragmentos em propriedades particulares¹⁵⁶⁴.

Com relação à estimativa obtida por Pereira¹⁷⁰⁹, é importante salientar que o resultado de 1,42 ind/km² corresponde à totalidade do PARNA Serra dos Órgãos. Esta unidade possui quase um quarto das áreas com *habitat* inadequados para a presença da espécie, o que significa que sua densidade populacional deve ser ainda menor. Estudos mais recentes estimaram a abundância de 12,65 grupos de *C. aurita* em todo o PARNA da Serra dos Órgãos (N. Detogne, dados não publicados), o que resultaria em 0,42 indivíduos/km², considerando a média dos maiores grupos encontrados nos trabalhos já publicados e apresentados aqui.



Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: agricultura, pecuária, expansão urbana, especulação imobiliária, grandes obras e empreendimentos, atropelamentos, incêndios florestais, competição com espécies exóticas/invasoras, hibridação, desmatamento, desconexão e redução de *habitat*.

No estado do Rio de Janeiro as ameaças de competição com espécies exóticas e hibridação são consideradas bastante intensas. Com base nos estudos realizados por Pereira^{1708,1709} e Pereira *et al.*¹⁷⁰⁷, pode-se afirmar que *C. aurita* está seguramente em um estágio crítico de risco de extinção neste estado, principalmente pelo processo de invasão e instalação de *C. penicillata* e *C. jacchus* e de híbridos de *Callithrix* especialmente em unidades de conservação onde *C. aurita* também ocorre.

Para o estado de São Paulo, a situação dos riscos de hibridação e competição com espécies exóticas/invasoras também é extremamente preocupante, porém ainda não existe um diagnóstico preciso da atual situação ao longo da distribuição geográfica da espécie. Na Serra da Cantareira, invasores e híbridos estão presentes tanto no interior quanto nas áreas particulares de entorno do PE Cantareira, situação esta que não ocorria há 10 anos no interior da referida UC (M. Port-Carvalho, dados não publicados).

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC^{982,683a}, onde constam ações e programas específicos para a espécie em conjunto com outras. Um Grupo de Assessoramento Técnico, composto por mais de 20 profissionais de diversas instituições, inclusive especialistas nesta espécie, acompanha a implementação do PAN⁹⁸⁹.

Necessárias

Segundo Melo & Rylands¹³⁶³, Port-Carvalho & Kierulff¹⁷⁷⁶ e Pereira¹⁷⁰⁹, as principais recomendações para conservação da espécie são:

- Diagnósticos para criação de novas unidades de conservação, especialmente RPPNs;
- Desenvolvimento de ações de educação ambiental, onde deve-se criar ou reforçar programas de educação ambiental, apresentando a espécie nativa para as comunidades do entorno das áreas protegidas onde a espécie ocorre, demonstrando seu valor como patrimônio natural e ressaltando sua endemidade; Realização de treinamento de agentes ambientais em diversas esferas para evitar a soltura inadequada de animais exóticos e ou invasores;
- Criação e implementação de um Programa de Conservação e Manejo em Cativeiro;
- Desenvolvimento de Planos de Ações em nível Federal e Estadual.

Além destas, novas buscas devem ser realizadas em áreas de ocorrência da espécie, a fim de encontrar populações livres da presença de saguis invasores. Recomenda-se o estabelecimento de ações voltadas para o controle de espécies exóticas na área de distribuição da espécie, particularmente no interior e entorno de unidades de conservação, bem como para o controle dos impactos da invasão biológica, que devem ser mitigados, buscando a remoção de todos os indivíduos exóticos invasores, além dos híbridos que venham a ser encontrados, como forma de preservar o patrimônio genético de *C. aurita*.

A sociedade e órgãos de fiscalização devem ser orientados, principalmente, para não soltar nem alimentar saguis invasores, combatendo, assim, novas introduções e a manutenção dos indivíduos na região.

Através do conhecimento acumulado sobre a condição da espécie nas unidades de conservação, é possível e necessário propor estratégias para o encaminhamento de indivíduos para criação e reprodução em cativeiro. As instituições devem ser selecionadas com base na experiência adquirida na criação da



espécie, além de possuir a infraestrutura adequada para tal objetivo, com o propósito de realizar estudos controlados e de reforçar a colônia de *C. aurita* no Brasil, atualmente limitada a poucos exemplares. Essas ações servirão para manter os níveis de variabilidade genética em um patamar desejado, dando subsídios para as atividades de campo e visando o repovoamento em um futuro próximo. Estas reintroduções deverão ser priorizadas em áreas onde não tenham ocorrência de saguis invasores e onde a espécie nativa ocorra ou tenha ocorrido.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais: PE Rio Doce^{481,992,1981,2198}, PE Serra do Brigadeiro^{506,1628,1981}, RPPN Dr. Marcos Vidigal de Vasconcellos¹³⁵⁹;

Espírito Santo/Minas Gerais: PARNA do Caparaó¹⁴⁶⁷;

Rio de Janeiro: PARNA Serra dos Órgãos^{481,1707-1709,1981}, PE Desengano, PE Pedra Branca^{1981,1985}, PE dos Três Picos⁸²⁰, ESEC Pirai¹⁹⁸¹, RPPN Sítio do Café e outros fragmentos em propriedades particulares¹⁵⁶⁴, APA Petrópolis (oficina de avaliação), APA Estadual da Bacia do Rio Macacu (oficina de avaliação), APA Estadual de Macaé de Cima (oficina de avaliação), APA Municipal da Pedra Branca (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Barra do Sana (oficina de avaliação), RPPN Maria Francisca Guimarães (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro/São Paulo: PARNA Serra da Bocaina^{291,481,1981}, APA de Cairuçu (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro/Minas Gerais: PARNA Itatiaia^{100,478,481,1219,1438,1981};

São Paulo: APA Manancias do Rio Paraíba do Sul, APA São Francisco Xavier, APA do Sistema Cantareira, Estação Experimental de Mogi-Guaçu⁴⁸¹, APA Cananeia-Iguape-Peruíbe, APA Estadual Rio Batalha, APA Estadual de Campos do Jordão, APA Estadual Jundiá, APA Estadual Marinha do Litoral Norte, ARIE Cerrado Pé-de-Gigante, ESEC Estadual de Bauru, PE de Campos do Jordão (oficina de avaliação), PE Cantareira^{481,1981}, PE Itaberaba, PE Itapetinga, PE Serra do Mar^{290,502,503,524,712,1550,1981}, Parque Natural Municipal da Serra do Itapety - Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello^{1260,1594}, ESEC Estadual Bananal^{291,1985}, ESEC Valinhos¹⁹⁸¹, ESEC Estadual Itapeti, ESEC Jureia-Itatins, PE Vassununga^{1981,1985}, PE Turístico do Alto Ribeira¹⁹⁸⁵, ESEC Estadual Mogi-Guaçu^{1981,1985}, REBIO Estadual do Alto da Serra de Paranapiacaba¹⁹⁸¹, REBIO Estadual Mogi-Guaçu^{1981,1985}, RPPN Morro do Curussu Mirim (oficina de avaliação), RPPN Sítio Curucutu (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro/São Paulo/Minas Gerais: APA Serra da Mantiqueira (oficina de avaliação).

Pesquisas

Necessárias

As principais recomendações para a conservação de *C. aurita* incluem pesquisas para o registro de outras populações em áreas de distribuição livres de espécies invasoras e em fragmentos protegidos ou não, para que se possa avaliar as chances de recuperação populacional e sobrevivência da espécie. Melo & Rylands¹³⁶³ recomendam a realização de estudos mais aprofundados sobre taxonomia e distribuição geográfica da espécie, buscando determinar de forma mais precisa o *status* específico do táxon, bem como a realização de mais estudos sobre ecologia e comportamento de outros grupos de saguis para comparação com estudos já realizados.

Dados sobre ecologia e demografia de *C. aurita* são praticamente ausentes para o estado do Rio de Janeiro e deveriam ser incentivados, preferencialmente a partir de áreas onde as populações já são conhecidas. A busca de novas populações com estimativas populacionais, além dessas estimativas em áreas de ocorrência confirmada da espécie, é necessária para futuros monitoramentos. Adicionalmente, estudos de genética de populações e de medicina da conservação são importantes para inferir o grau de variabilidade genética e de saúde da espécie.

Estudos mais aprofundados sobre a espécie nos locais já conhecidos de ocorrência. Através do conhecimento acumulado sobre a condição atual da espécie nas unidades de conservação visitadas, será possível propor estratégias para encaminhamento de indivíduos da espécie para criação e reprodução em cativeiro no Centro de Primatologia do Rio de Janeiro (CPRJ) - Instituto Estadual do Ambiente (INEA),



onde já existem alguns poucos exemplares. Este encaminhamento tem o propósito de realizar estudos controlados e de reforçar a colônia de *C. aurita*, mantendo os níveis de variabilidade genética em um patamar desejado, dando subsídios para as atividades de campo e visando o repovoamento no futuro. Parte dessas recomendações já está sendo realizada, ou ao menos descrita como resultados pretendidos, no Programa de Manejo, Saúde e Conservação de *C. aurita* para o estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Callithrix flaviceps (Thomas, 1903)

Renato Richard Hilário, Daniel da Silva Ferraz, Daniel Gomes Pereira, Fabiano Rodrigues de Melo, Leonardo de Carvalho Oliveira & Mônica Mafra Valença-Montenegro

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: sagui-da-serra, sagui-da-serra-claro, sagui-taquara



Foto: Daniel Ferraz

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) C1+2a(i)

Justificativa

Callithrix flaviceps é endêmica da Mata Atlântica, tendo distribuição restrita e parapátrica com *C. aurita* e *C. geoffroyi*, que está ampliando sua área de ocupação e extensão de ocorrência e aumentando a competição e hibridação com *C. flaviceps*. Estes fatores somados à hibridação e competição com *C. penicillata* introduzidos e à perda e fragmentação de *habitat* pelo avanço da pecuária e agricultura levaram a um declínio populacional estimado de pelo menos 20% em duas gerações. Considerando que a estimativa do número de indivíduos maduros foi menor que 2.500 e que o número estimado de indivíduos maduros em cada subpopulação é menor que 250 em virtude da fragmentação severa, categorizou-se a espécie como Em Perigo (EN) pelos critérios C1+2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1364,1450}	EN C2a(i)
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,687a}	Espírito Santo: EN Minas Gerais: EN
Avaliação global ¹⁹⁸²	EN C2a(i)

Outros nomes aplicados ao táxon

Hapale flaviceps Thomas, 1903; *Hapale flaviscente* Miranda Ribeiro, 1924⁸⁷⁸.



Notas taxonômicas

As formas de saguis da costa atlântica (*penicillata* É. Geoffroy, 1812, *geoffroyi* É. Geoffroy em Humboldt, 1812, *aurita* É. Geoffroy em Humboldt, 1812, *flaviceps* Thomas, 1903) pertenciam ao grupo *jacchus* e eram consideradas subespécies de *Callithrix jacchus*⁹¹⁹. Atualmente todas são reconhecidas como espécies plenas^{463,476,1287,1439}. Coimbra-Filho^{477,478,480,481} argumentou que a semelhança de *C. aurita* e *C. flaviceps* na morfologia dentária¹⁵²⁹, comportamento, pelagem (infantes das duas formas são praticamente idênticos na aparência), vocalizações^{1393,1394} e a descoberta de grupos selvagens de híbridos em Carangola, Minas Gerais⁷²⁴, reforçariam o argumento para terem o *status* subespecífico⁴⁶⁷, o que foi contestado por Ferrari *et al.*⁷¹² a partir de estudos ecológicos e comportamentais entre grupos de *C. aurita* e *C. flaviceps*. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰, que considera o táxon como espécie plena.

Distribuição geográfica

Callithrix flaviceps é endêmico ao Brasil, ocorrendo nos estados do Espírito Santo e de Minas Gerais, como residente e nativo¹⁹⁸². Melo & Rylands¹³⁶⁴ descreveram da seguinte maneira a distribuição geográfica deste táxon: “Sua distribuição passada deveria ir até a margem sul do rio Doce, em Minas Gerais⁴⁶², conforme novos registros da espécie na última década^{510,938,2234}, estendendo-se até a região montanhosa do Espírito Santo¹³⁹⁴. Ao sul, os limites de distribuição se confundem um pouco com os limites de *C. aurita*, ocorrendo ampla faixa de hibridação natural em Minas Gerais, perto de Carangola, ao sul e Caratinga, mais ao norte, próximo ao rio Manhuaçu, divisa com o Espírito Santo, conforme descrito por Mendes¹³⁹⁴ e Melo¹³⁶⁶. Utilizando técnicas moleculares, Melo¹³⁶⁶ confirma o padrão genético mesclado, com base em marcadores moleculares *Random Amplified Polymorphic DNA* (RAPD), de alguns indivíduos considerados híbridos, embora as formas sejam muitas vezes indistintas morfologicamente. A oeste, a distribuição vai até a margem leste do rio Doce, estendendo-se em toda a margem deste rio até próximo de Colatina, ES, onde a espécie é substituída por *C. geoffroyi*^{938,2234}. Mendes¹³⁹⁴ frisa ainda que *C. flaviceps* ocorre no Espírito Santo, além da cota altimétrica de 500 m acima do nível do mar, uma vez que a espécie é gradativamente substituída por *C. geoffroyi* em altitudes inferiores. Entretanto, *C. flaviceps* já foi visto próximo a REBIO Augusto Ruschi, em altitudes inferiores a 400 m acima do nível





do mar (S.L. Mendes, com. pess., 2012). Além disso, Hirsch *et al.*⁹³⁸ descrevem novas localidades em que a espécie ocorre em altitudes inferiores a 300 m acima do nível do mar, o que parece indicar que a mesma possui ampla variação altitudinal, como ocorre com *C. aurita*, demonstrando grande amplitude de ocupação de *habitat*, a despeito do seu nome vulgar, que é sagui-da-serra.”

Em 2011, houve a coleta de um indivíduo no município de Varre-Sai, região norte do estado do Rio de Janeiro, localizado na borda da distribuição original da espécie. Porém, ainda não é possível confirmar sua ocorrência no estado, sendo necessária uma maior amostragem ao norte em busca de novos registros¹⁵⁸⁴. Essa coleta no norte do Rio de Janeiro se justifica uma vez que ainda são encontrados grupos nativos da espécie nos municípios de Carangola e Caiana, no extremo norte da Zona da Mata mineira, divisa com o Espírito Santo e Rio de Janeiro (W.F. de Andrade, com. pess., 2012), região bem próxima ao município de Varre-Sai.

A distribuição da espécie se sobrepõe naturalmente às de *Callithrix aurita* e *C. geoffroyi*. Entretanto, esta última tem ampliado sua área de ocupação em direção a áreas onde ocorre *C. flaviceps*, já havendo registros de indivíduos híbridos, representando um risco para esta¹³⁷¹. Dessa forma, caso esse cenário se agrave, pode ocorrer uma redução da área de ocupação de *C. flaviceps*. O táxon também vem sofrendo perda de *habitat* pelo avanço da pecuária e agricultura.

A extensão de ocorrência da espécie é maior que 24.000 km² e, embora sua área de ocupação não seja totalmente conhecida, estima-se que tenha cerca de 1.200 km², considerando os fragmentos com registros fora e dentro de unidades de conservação, com 850 km² e 350 km², respectivamente (A. Cunha, com. pess., 2012).

História natural

Callithrix flaviceps é endêmico ao bioma Mata Atlântica, ocorrendo em floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila densa¹⁹⁸². O táxon não é restrito a *habitat* primários, uma vez que nas duas localidades onde foi alvo de estudos ecológicos, foi visto utilizando áreas de floresta secundária^{724,929}. Apesar de ocorrer em baixas densidades, ocorre em fragmentos florestais de pequeno tamanho^{621,1390}.

Enquanto que em áreas de floresta estacional semidecidual na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Caratinga (MG), *C. flaviceps* ocupa áreas de vida de 15 ha, 34 ha e 35,5 ha^{36,727,887}, na floresta ombrófila densa, ocupa áreas de vida significativamente maiores, chegando a 138,5 ha⁹²⁸.

História de vida

Maturidade sexual (anos)	
Fêmea	1 ano a 1 ano e 3 meses (para o gênero) ²¹⁶⁸ . Fêmeas com 1 ano já podem ovular e já podem ter uma gravidez viável já na primeira ovulação ^{1093,2004} . Porém, a idade média da primeira ovulação em fêmeas cativas é de 1,4 ano ²⁰⁰⁴ . Entretanto, a primeira reprodução ocorre bem mais tarde em fêmeas de vida livre. Estas geralmente iniciam suas tentativas de reprodução aos 2,5 anos de idade, sendo que fêmeas muito jovens tendem a ter insucesso na reprodução ²²⁵⁶ . As fêmeas costumam alcançar o posto de reprodutora dominante com cerca de cinco anos de idade ²²⁵⁶ .
Macho	1 ano (para o gênero) ²¹⁶⁸ ; 1,3 ano ²¹⁸ .
Peso adulto	
Fêmea	406 gramas ¹⁹⁵⁹ ; 463,3 ± 49,7 (n = 4) (A. Pissinatti, dados não publicados, citados por Ferrari ⁷²⁹).
Macho	406 gramas ¹⁹⁵⁹ ; 340 a 430 (A. Pissinatti, dados não publicados, citados por Ferrari ⁷²⁹).
Comprimento adulto	
Fêmea	227,5 ± 3,5 (n = 2); 213,8 ± 14,1 (n = 5) (A. Pissinatti, dados não publicados, citados por Ferrari ⁷²⁹).
Macho	212,3 ± 18,6 (n = 3) (A. Pissinatti, dados não publicados, citados por Ferrari ⁷²⁹).



Sistema de acasalamento
Monogâmico. Devido à incerteza sobre a paternidade dos filhotes, definir o sistema de acasalamento de grupos na natureza não é tão simples. De fato, não existe um sistema de acasalamento padrão para <i>Callithrix</i> , existindo o registro de grupos com uma (mais comum) ou com duas fêmeas reprodutivas para o gênero ^{626,2180,2203} . Para <i>C. flaviceps</i> , a situação também não é muito conclusiva, com o primeiro estudo de longa duração apontando para a existência de apenas uma fêmea reprodutiva por grupo ^{714,719} e com os demais estudos detectando três e quatro fêmeas reprodutivas por grupo, respectivamente ^{887,928} .
Razão sexual
Desconhecida para a espécie.
Intervalo entre nascimentos
Para o gênero, o intervalo é entre 154 e 162 dias ^{1967,2257} . Para <i>C. flaviceps</i> o pico de nascimentos na estação seca é menos pronunciado ⁷²⁷ , podendo até mesmo não ocorrer nessa época do ano em certas populações ⁹²⁸ .
Tempo de gestação
5 meses para o gênero ²²⁰³ .
Tamanho da prole
2 indivíduos/prole é o valor modal para o gênero ^{919,2203} .
Longevidade
Em cativeiro, o tempo médio de vida de <i>C. jacchus</i> é de cinco a sete anos, com um máximo de 16 a 17 anos ²²⁵⁶ .
Tempo geracional
6 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: (2n = 46) ¹⁵⁰⁹ .

População

Há grande variação nas densidades encontradas para a espécie, de 3,7 (ind/km²)¹⁷⁶⁴ a 40 (ind/km²)⁷²⁶, sendo, em sua maioria, obtidas a partir de estudos realizados em unidades de conservação ou em áreas sem a ocorrência de *Callithrix geoffroyi* ou *C. penicillata*. Além disto, em muitos fragmentos a espécie é encontrada em baixa densidade e com possibilidade de que, na maioria das áreas onde ocorre, as populações não sejam viáveis em longo prazo. Desta forma, adotou-se, de maneira conservadora, a menor densidade encontrada para a espécie. Assim, estima-se que o tamanho da população total remanescente é de cerca de 4.440 indivíduos.

Com base nestes cálculos, estima-se que o número de indivíduos maduros da espécie não ultrapasse o limiar de 2.500. Além disto, e considerando o quadro atual de grande fragmentação de *habitat* a que *C. flaviceps* está submetida, infere-se também que nenhuma subpopulação da espécie tenha mais que 250 indivíduos maduros.

Callithrix flaviceps apresenta variação na composição dos grupos estudados: 3 a 13 indivíduos³⁶; 5 a 15 indivíduos⁷²⁷; 15 a 20 indivíduos⁸⁸⁷; e 11 a 16 indivíduos⁹²⁸.

Informações sobre abundância populacional disponíveis para Minas Gerais: 40 (ind/km²)⁷²⁶ e 13 ind/km² (intervalo de 11 a 16 ind/km²)³² na RPPN Estação Biológica Caratinga; e para o Espírito Santo: 7,1 ind/km² (intervalo de 3,7 a 18 ind/km²)¹⁷⁶⁴ e (15,4 ind/km²)⁹²⁹ na REBIO Augusto Ruschi.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: agricultura, pecuária, expansão urbana, competição com espécie exótica (*C. penicillata* tem sido introduzido irregularmente em fragmentos florestais no leste de MG, região onde *C. flaviceps* ocorre), desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, mineração, monocultura de eucalipto e hibridação com *Callithrix geoffroyi*¹³⁷¹.



Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES. As tentativas de estabelecer um programa de reprodução em cativeiro relatadas por Coimbra-Filho *et al.*⁴⁶⁸ tiveram sucesso, embora atualmente não existam indivíduos cativos da espécie.

Em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie está incluída no Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC^{982,683a}, onde constam ações e programas específicos para a espécie em conjunto com outras. Um Grupo de Assessoramento Técnico, composto por mais de 20 profissionais de diversas instituições, inclusive especialistas nesta espécie, acompanha a implementação do PAN¹⁹⁸⁹.

Necessárias

Segundo Melo & Rylands¹³⁶⁴ as principais estratégias para conservação da espécie são:

- Identificação de populações selvagens e proteção destas em unidades de conservação;
- Garantia de conservação da espécie em áreas particulares, em um esforço conjunto entre entidades conservacionistas e governo, como forma de preservar o maior número possível de fragmentos florestais significativos onde a espécie subsiste;
- Desenvolvimento de ações de educação ambiental, junto aos proprietários rurais;
- Criar e implementar um Programa de Conservação e Manejo em Cativeiro para a espécie;
- Criar e implementar programas de recuperação de *habitat* e formação de corredores para conexão de fragmentos já decretados como RPPNs.

Dado que a espécie ocorre em baixas densidades, com a possibilidade de que a maioria das áreas onde ela está presente não representam populações viáveis a longo prazo, essa última proposta é de grande relevância para a sua conservação. Entretanto, essa estratégia deve se restringir a áreas onde *Callithrix geoffroyi* está ausente, uma vez que esta possui uma distribuição geográfica que naturalmente se sobrepõe à de *C. flaviceps* no estado do Espírito Santo e tem ampliado sua área de ocorrência na direção de áreas onde *C. flaviceps* seria a espécie presente, hibridizando-se com esta¹⁹⁸². Assim sendo, corredores ecológicos nas localidades de ocorrência de *C. geoffroyi* podem contribuir para acelerar o processo de ampliação da ocorrência desta espécie, aumentando a hibridização e prejudicando a conservação de *C. flaviceps*.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais: RPPN Estação Biológica da Mata do Sossego^{1371,1981,1982}, RPPN Feliciano Miguel Abdala^{399,462}, APA Pedra Itaúna¹⁸⁸⁶, PE do Rio Doce (oficina de avaliação);

Espírito Santo: REBIO Augusto Ruschi^{1764,1981}, PE Forno Grande, Estação Biológica Santa Lucia, PE da Pedra Azul^{724,1389,1390,1629,1981};

Minas Gerais/Espírito Santo: PARNA Caparaó^{476,1467,1982}.

Pesquisas

Necessárias

Avaliar dados de ocorrência da espécie no estado do Rio de Janeiro, principalmente na região do município de Varre e Sai e entorno, para confirmar a presença da espécie e avaliar se há populações na região. Buscas de novas populações e avaliações da densidade da espécie também seriam importantes ao longo de toda a distribuição geográfica de *C. flaviceps*. A identificação dos fatores que influenciam a densidade de *C. flaviceps* também seria importante para embasar medidas de manejo. Deve ser priorizado o refinamento das questões taxonômicas para a espécie, permitindo melhor compreensão do real *status* desse táxon e das potenciais zonas de hibridação na natureza.



Leontopithecus caissara Lorini & Persson, 1990

Gabriela Ludwig, Milene Moura Martins & Alexandre Túlio Amaral Nascimento

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nome comum: mico-leão-da-cara-preta



Foto: Celso Margraf

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)+2ab(iii); C2a(i)

Justificativa

Leontopithecus caissara é uma espécie endêmica e restrita à Mata Atlântica do litoral norte do Paraná, Ilha de Superagui e litoral sul de São Paulo. As principais ameaças à espécie estão relacionadas ao isolamento de populações causado pela construção do canal que separou o continente da ilha, promovendo desconexão de *habitat*, além da perda e fragmentação de *habitat* na área continental de sua distribuição. Embora cerca de metade de sua população se encontre protegida em unidade de conservação de Proteção Integral, a população continental apresenta declínio continuado em virtude das ameaças identificadas. Suspeita-se que o tamanho populacional não ultrapasse 250 indivíduos maduros e, que o número de indivíduos maduros em cada subpopulação não seja maior que 50. Desta forma a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), de acordo com os critérios B1ab(iii)+2ab(iii); C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1520}	CR C2a(i); E
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{686,688a}	São Paulo: Ameaçada Paraná: EN
Avaliação global ¹⁰⁷⁶	CR C1

Notas taxonômicas

São reconhecidas quatro espécies de micos-leões. Coimbra-Filho⁴⁸⁰ sugeriu que *L. caissara* era uma subespécie ou uma variação de coloração de *L. chrysopygus*. Burity *et al.*³²¹ e Perez-Sweeney *et al.*¹⁷³⁷ não confirmaram essa hipótese e validaram *L. caissara* como espécie. Perez-Sweeney *et al.*¹⁷³⁷ concluíram por meio de análise filogenética que ocorrem três clados evidentes: *L. chrysomelas*, *L. caissara* e *L. chrysopygus*/*L. rosalia*. Segundo esses autores, *L. chrysomelas* ocupa a posição filogenética mais basal. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Leontopithecus caissara é endêmico ao Brasil, ocorrendo nos estados do Paraná e São Paulo, onde é residente e nativo^{1076,1221}. Espécie endêmica da Floresta Atlântica ocupa o limite sul da distribuição dos

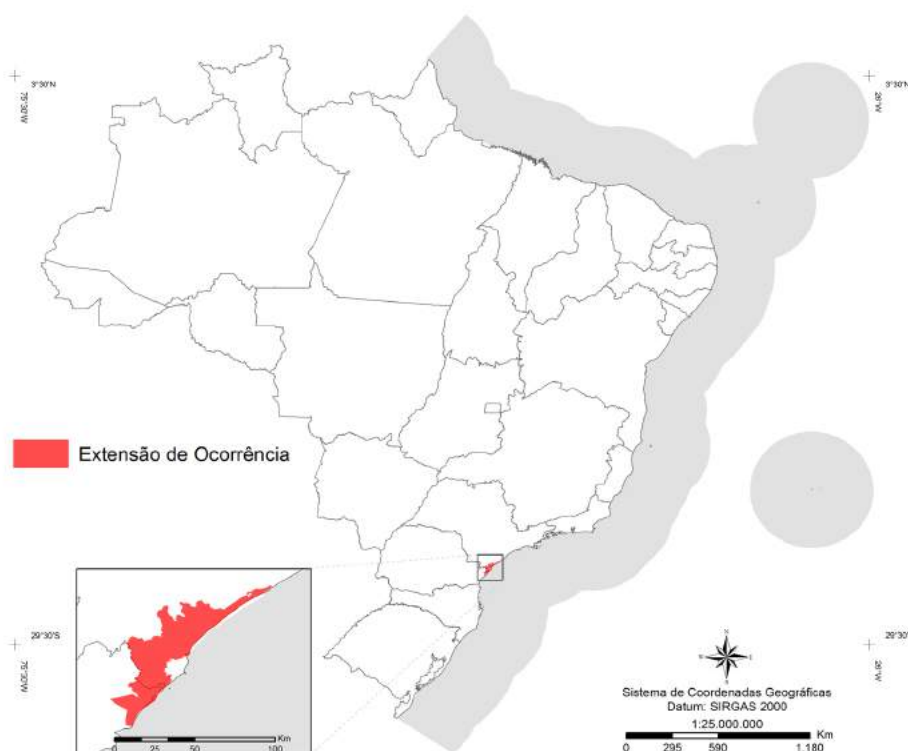


calitriquídeos²⁰⁰⁰. Estes animais estão divididos em ao menos duas subpopulações: insular, na Ilha do Superagui, Guaraqueçaba (PR) e continental, na região do Ariri em Cananeia (SP) e vale do rio dos Patos e região do Sebuí, em Guaraqueçaba. A distribuição é limitada ao norte pelo rio Varadorzinho e oeste pela Serra da Utinga, Morro do Bico Torto, Morro do Poruquara e Serra do Gigante em Guaraqueçaba (PR)¹⁷³⁸. Martuscelli & Rodrigues¹³²¹ relataram quatro localidades no extremo sudeste de São Paulo, duas na base do rio do Turvo, rio do Turvo e Morro do Teixeira, e duas mais para o norte na região de Itapitangui. Os autores também sugeriram que a espécie pode ocorrer mais no interior continental em duas regiões: no rio Taquari e rio Ipiranguinha, sendo o segundo possivelmente referido ao Mosaico Jacupiranga, entretanto, esta informação não foi confirmada. Valladares-Padua *et al.*²³³⁶ confirmaram a presença da espécie entre as vilas do Ariri e Taquari, em Cananéia, e sugeriram que a distribuição pode se estender de forma não muito distante ao norte.

Leontopithecus caissara parece estar restrito às áreas de pouco desnível altitudinal na região costeira do sul de São Paulo e norte do Paraná¹⁵¹⁹. Apesar do levantamento realizado em 2000 partindo do Ariri/Cananeia^{1787,2336} e dos estudos e esforços desenvolvidos pelo IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas na região continental de ocorrência da espécie¹⁵²³, a baixa densidade registrada em 1,79 indivíduos/km² (1519) e o pequeno porte a torna críptica e de difícil registro (G. Ludwig obs. pess., 2012). Portanto, é preciso uma maior amostragem na região continental de distribuição, pois provavelmente a espécie ocorre em outras regiões não exploradas (G. Ludwig obs. pess., 2012), como por exemplo, a Serra do Mar no Vale do Ribeira.

Não há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica (G. Ludwig, dados não publicados). A distribuição atual de *L. caissara* poderá ser afetada pelo aumento do nível do mar decorrente do aquecimento global, uma vez que a espécie está restrita a áreas próximas da cota zero do nível do mar e com porção significativa de sua população locada na Ilha do Superagui (A.T.A. Nascimento, dados não publicados).

A extensão de ocorrência da espécie é de 3.143,09 km², valor do Mínimo Polígono Convexo, e sua área de ocupação conhecida é de 244 km².





História natural

Schmidlin²⁰⁵² classificou e quantificou o *habitat* da espécie em 15 classes de vegetações distintas; a autora apresenta ainda as áreas adequadas para receber animais e aumentar o tamanho populacional em ações de manejo conservacionista. Classes de *habitat* insulares e continentais são bastantes distintas devidas principalmente a condições edáficas²⁰⁵². A seleção do *habitat* pelo mico-leão-da-cara-preta foi investigada comparativamente entre grupos monitorados na ilha e no continente visando o embasamento de potenciais ações de manejo conservacionista – translocações²⁰⁵². Região Insular: Floresta das Terras Baixas; várzeas/caxetais; brejo; restinga arbórea e restinga arbustiva^{1231,1522}. Na Ilha do Superagui os micos-leões apresentaram seleção positiva por florestas maduras sobre pouco desnível altitudinal e restingas arbóreas²⁰⁵². Região Continental: Brejos, Várzeas e Caxetais; Vegetação Secundária Intermediária; Floresta das Terras Baixas não-hidromórficas; Área antropizada; Vegetação alterada; Floresta Submontana; Floresta das Terras Baixas Hidromórficas; Floresta Submontana, acima de 40 m¹⁵²². No continente, os micos-leões estudados apresentaram seleção positiva por brejos e florestas alagadiças maduras e secundárias sobre pouco desnível altitudinal e seleção negativa das florestas submontanas²⁰⁵². Os tipos de *habitat* mais intensamente utilizados intercalaram áreas de floresta madura e em clímax edáfico com áreas antropizadas em sucessão. A constatação que *L. caissara* seleciona negativamente áreas submontanas se faz útil para compreendermos sua distribuição restrita a áreas de planície próximas à cota zero do nível do mar²⁰⁵².

A espécie não apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente pelo fato de utilizar predominantemente florestas maduras e em estágios sucessionais tardios com pouco desnível altitudinal²⁰⁵².

A área de vida média de dois grupos insulares foi estimada em 70 ha¹²³¹. O conhecimento atual indica que as áreas de uso dos grupos continentais podem variar de 130 a quase 300 ha (método Kernel 95%), dependendo da escala temporal analisada, da porção da floresta habitada e da estrutura e dinâmica social dos grupos^{1517,1518,1523}. A maior variação de tamanho de área observada foi na escala mensal, na escala anual tanto a área acumulada quanto às médias mensais variaram pouco¹⁵¹⁸. As grandes áreas de vida de *L. caissara*, segundo Nascimento e colaboradores¹⁵¹⁷, são compensadas energeticamente pela incorporação de novas áreas e abandono de outras ao longo do tempo. Análises comparativas das áreas de vida de grupos continentais e insulares revelam que no continente os animais utilizam maior quantidade e variedade de sítios de pernoite^{1517,1523}. Ainda no que se refere aos sítios de pernoite, na Ilha do Superagui estes são predominantemente ocos de árvores^{1231,1788} e no continente, palmeiras e bromélias^{1517,1523}.

A capacidade de suporte da população é de cerca de 700 indivíduos nos limites conhecidos de distribuição²⁰⁵². Esse limite populacional pode chegar a aproximadamente 1.500 indivíduos quando consideramos áreas potenciais para manejo conservacionista²⁰⁵². Esses tamanhos populacionais são aparentemente incapazes de manter uma população viável na natureza e ressaltam a importância de ações de manejo conservacionista bem como a condução de pesquisas genéticas que abordem questões ecológico/evolutivas de *L. caissara*²⁰⁵².

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	1,5 a 2 anos (A.T. A. Nascimento, obs. pess., 2012).
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	648,89 g. (n = 9) (P. Mangini, dados não publicados).
Macho	685,38 g. (n = 13) (P. Mangini, dados não publicados).
Comprimento adulto	
Fêmea	220 a 302 mm (para o gênero) ^{1220,1957,2167} .
Macho	



Sistema de acasalamento
Predominantemente monogâmico com registro de poliandria ¹⁵²³ .
Razão sexual
1,17 (n = 6) grupos na Ilha de Superagui ¹³⁰³ .
Intervalo entre nascimentos
Geralmente 1 cria por ano entre outubro e fevereiro ^{1518,1523} .
Tempo de gestação
4 meses para o gênero ^{211,799} .
Tamanho da prole
Geralmente 2 filhotes/nascimento; eventualmente 1 filhote/nascimento.
Longevidade
Desconhecida para a espécie.
Tempo geracional
7 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: As outras três espécies de <i>Leontopithecus</i> têm $2n = 46$ segundo com Seuánez <i>et al.</i> ²⁰⁸⁴ . Não existem trabalhos sobre o cariótipo de <i>L. caissara</i> . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): A diversidade genética das populações de <i>L. caissara</i> em Ariri (SP) e Ilha de Superagui (PR) é baixa, tendo-se encontrado um número máximo de três alelos por loco de microssatélite. Essas duas populações diferem significativamente em termos de frequência alélica. Ambas as populações passaram por perda recente da diversidade genética e redução do tamanho populacional. No entanto, não foram detectados sinais de endogamia ¹³⁰² . Martins & Galetti Jr. ¹³⁰¹ informam que os nove locos usados para determinação da diversidade genética apresentam baixo poder discriminatório para a identificação de genitores. Segundo Perez-Sweeney e colaboradores ¹⁷³⁷ a filogenia sugere que o primeiro táxon isolado de mico-leão foi em um refúgio da Bahia ¹⁰⁹¹ onde ocorre <i>L. chrysomelas</i> . Os outros micos-leões podem ter vivido no subcentro paulista, que fragmentaram em um refúgio com <i>L. caissara</i> e outro com <i>L. chrysopygus</i> e <i>L. rosalia</i> , e este, subsequentemente se dividiu com apenas <i>L. rosalia</i> na Serra dos Órgãos, isolando as populações (segundo a história evolutiva). Os autores mostram <i>L. caissara</i> como uma forma distinta e como grupo-irmão do clado <i>L. rosalia/L. chrysopygus</i> . <i>Leontopithecus chrysomelas</i> ocupa a posição filogenética basal sendo citada como a espécie mais divergente.

População

Existem duas estimativas de tamanho populacional feitos por diferentes métodos: 260 indivíduos¹²²¹ e 392 indivíduos¹⁵¹⁹. Apresenta cerca de 160 indivíduos maduros reprodutivos, considerando-se 400 indivíduos na natureza, a monogamia como sistema reprodutivo predominante e média de 05 indivíduos por grupo (A.T.A. Nascimento, dados não publicados). Mesmo considerando as estimativas populacionais mais altas, suspeita-se que não seja maior que 250 o número de indivíduos maduros da espécie.

As informações sobre abundância populacional são: 0,08 e 0,07 indivíduos/ha para Ilha de Superagui conforme diferentes métodos¹²³¹, 1,79 indivíduos/km² (IC 95% 0,69 – 4,69)¹⁵¹⁹.

A tendência populacional para a espécie é em declínio. Os dois trabalhos já realizados por Lorini e Persson¹²²¹ e Nascimento e colaboradores¹⁵¹⁹ apresentam estimativas semelhantes, estando os valores estimados em 1994 dentro do intervalo de confiança apresentados em 2011. Nova estimativa populacional faz-se necessária para avaliar a tendência populacional, uma vez que os dados apresentados por Nascimento e colaboradores¹⁵¹⁹ foram coletados entre os anos de 2000 e 2001. Novos estudos de densidade populacional devem considerar a região continental de ocorrência e a heterogeneidade de *habitat* entre ilha e continente¹⁵²¹ (A.T.A. Nascimento, dados não publicados).

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: expansão urbana, desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, falta de proteção em áreas de possível ocorrência; desarticulação entre diferentes agências ambientais; especulação imobiliária; e turismo mal planejado¹⁴⁸¹. Principais ameaças existentes no passado: a área total de distribuição da espécie não estava sobre proteção de unidades de conservação (A.T.A. Nascimento, dados não publicados). Principais ameaças existentes no presente: Isolamento entre ilha e continente; baixa densidade populacional; distribuição geográfica conhecida bastante restrita; falta de fiscalização das UCs de ocorrência da espécie; práticas ilegais que podem levar a ruptura de processos ecológicos e ambientais importantes para permanência da espécie; especulação imobiliária; turismo mal planejado; falta de oportunidades e revolta perante unidades de conservação fazendo com que comunidades caiçaras humanas ainda persistam com o paradigma de que Conservação da Biodiversidade & Desenvolvimento Sustentável não são compatíveis (A.T.A. Nascimento, dados não publicados).

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice I da CITES.

Esforços conservacionistas foram realizados na área continental do estado de São Paulo, na região do Ariri e na Ilha de Superagui, Guaraqueçaba. Não há animais cativos desta espécie. Os últimos 10 anos de atuação do IPÊ na região do Ariri, Cananeia, entre 2005 a 2014, contribuíram, segundo o método *Threat Reduction Assessment*, com a redução em 2005 de 20 a 30% das ameaças diretas identificadas¹⁵²³. (Nascimento *et al.*, dados não publicados).

Necessárias

As principais recomendações para conservação da espécie foram primeiramente apresentadas no PHVA 2005⁹⁴⁴ – do qual derivam ações para conservação nos planos estaduais de São Paulo e Paraná. O Plano de Ação Nacional para Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{1980,683a} reúne uma atualização dessas recomendações bem como o estabelecimento das principais ações e diretrizes para conservação da espécie.

Nascimento *et al.*¹⁵²⁰ descreveram as seguintes considerações para as estratégias de conservação: “Deve-se considerar o manejo em cenário de metapopulação, possibilitando fluxo gênico entre as populações continentais e insular. Esforços de translocação devem ser empreendidos para o incremento do tamanho populacional e retenção da diversidade genética, utilizando-se áreas florestais contínuas, vicinais às porções de distribuição continental. A consolidação do programa de educação ambiental e de extensão no PARNA do Superagui e a implementação de um programa similar, adequado à realidade do continente, são importantes para efetivação dos esforços de conservação da espécie”.

Para o mico-leão-da-cara-preta a ação prioritária de manejo conservacionista é a reconexão entre o norte da Ilha do Superagui e região continental do Ariri, no Canal do Varadouro, para que se reestabeleça o fluxo gênico entre essas populações, o qual foi rompido na década de 50 (A.T.A. Nascimento, obs. pess., 2012). Um novo PHVA/Plano de Ações que considere o avanço no conhecimento e nos esforços conservacionistas desde 2005 é também prioritário, assim como o delineamento de novas pesquisas e ações de conservação da espécie e seu *habitat* (A.T.A. Nascimento, dados não publicados).

Presença em unidades de conservação

A ocorrência de *L. caissara* sobrepõe ao Mosaico do Lagamar, com 43 unidades de conservação entre os estados de São Paulo e Paraná (Portaria Federal nº 150, de 08 de maio de 2006). Em 2013 o plano de manejo e atuação em mosaico começou a ser planejado e estruturado. Dentro desse contexto de diversas unidades de conservação, o PARNA do Superagui e o PE do Lagamar de Cananeia dão *status* de Proteção Integral à maior parte da ocorrência conhecida do mico-leão-da-cara-preta.

São Paulo: APA Cananeia-Iguape-Peruíbe¹²²¹, PE do Lagamar de Cananeia, RESEX da Ilha do Tumba,



RDS do Itapanhapima, RESEX do Taquari.

Essas UCs são parte do Mosaico Jacupiranga, sancionada pelo estado de São Paulo com a Lei nº 12.180 em 2008;

Paraná: APA de Guaraqueçaba, PARNA Superagui^{1221,1981,2398}.

Pesquisas

Existentes

Desde 1995 o IPÊ vem desenvolvendo o Programa Integrado para a Conservação do Mico-Leão-da-Cara-Preta. A equipe do Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres da Universidade Federal do Paraná (LABCEAS/UFPR) retomou os trabalhos na região insular e desenvolveram estudos sobre estrutura social, sistema de acasalamento, etologia e ecologia.

Os projetos atuais do IPÊ, além de preencher lacunas de informações biológicas e ecológicas detectadas pelo PHVA de 2005, buscam integrar Conservação da Biodiversidade & Desenvolvimento Sustentável na região do Lagamar de Cananeia, revertendo ameaças à biodiversidade através do envolvimento e participação dos diversos autores e interesses envolvidos na conservação.

Necessárias

São prioridades estudos sobre genética, pressões sobre a área continental e insular, distribuição, demografia e ecologia e comportamento.

Leontopithecus chrysomelas (Kuhl, 1820)

Leonardo de Carvalho Oliveira

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nome comum: mico-leão-da-cara-dourada



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) C2a(i)

Justificativa

Leontopithecus chrysomelas é uma espécie endêmica à Mata Atlântica e ocorre nos remanescentes florestais e áreas de cabruca da Bahia. Apresenta declínio populacional, causado pela perda e fragmentação de *habitat*, em razão da agricultura, pecuária, assentamentos rurais, com diminuição da qualidade do *habitat*, principalmente no oeste da sua distribuição. A área de ocupação da espécie foi inferida em menos de 1.000 km², em função de uma redução nas últimas três gerações. De maneira conservadora considerou-se a menor estimativa populacional existente, considerando a tendência de



declínio populacional da espécie e a fragmentação de suas subpopulações, portanto, suspeita-se que o tamanho populacional seja menor que 2.500 indivíduos e que as subpopulações tenham menos de 250 indivíduos maduros. Sendo assim, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{386,1450}	EN B2ab(i,v); C2a(i); E
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁰⁷⁷	EN A2c

Notas taxonômicas

São reconhecidas quatro espécies de micos-leões. Hershkovitz⁹¹⁹ considerou que *L. chrysopygus* e *L. chrysomelas* eram subespécies de *L. rosalia*, e Forman *et al.*⁷⁷⁷ também questionou a validade como três espécies distintas. Perez-Sweeney *et al.*¹⁷³⁷ concluíram por meio de análise filogenética que ocorrem três clados evidentes – *L. chrysomelas*, *L. caissara* e *L. chrysopygus*/*L. rosalia* –, onde *L. chrysomelas* ocupa a posição filogenética basal, sendo a espécie mais divergente. No presente estudo está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Leontopithecus chrysomelas é endêmico à Mata Atlântica do Brasil, ocorrendo nos estados da Bahia como residente e nativo, Minas Gerais como nativo, porém extinto (L.G. Neves & F.R. Melo, com. pess., 2012) e Rio de Janeiro como residente e introduzido¹⁰⁸⁶. Apesar da presença da espécie ter sido relatada por entrevistas no nordeste de Minas Gerais¹⁹⁹², L. G. Neves e F. R. Melo (com. pess., 2012) reforçam a ausência do táxon no estado de Minas Gerais. Entretanto, a presença da espécie em Salto da Divisa deve ser avaliada, visto que este pode ser o único ou um dos únicos locais da presença da espécie no estado de Minas Gerais.

O limite norte é o rio de Contas e o limite sul é o rio Pardo, no sul da Bahia⁴⁶⁵. Entretanto, a espécie já foi registrada mais ao sul do rio Pardo, entre este rio e o Jequitinhonha. Segundo Rylands e colaboradores¹⁹⁹²,





esta expansão pode ter ocorrido devido ao desmatamento da mata ciliar e o assoreamento do rio Pardo. A noroeste da distribuição, a espécie ocorre em ambas as margens do baixo rio Gongoji. O limite oeste é atribuído à presença da mata de cipó, formação típica da transição Mata Atlântica-Caatinga, associada ao aumento da altitude para o planalto da Conquista¹⁷⁶⁵.

Existem duas lacunas na distribuição, uma próxima à foz do rio de Contas, no litoral baiano, e outra entre o baixo rio Pardo e o rio Jequitinhonha. Não existe nenhuma explicação razoável para a ausência da espécie, uma vez que não existem barreiras geográficas nestas regiões¹⁷⁶⁵. Raboy e colaboradores¹⁸²⁰ observaram a diminuição do número de registros da espécie em áreas previamente amostradas por Pinto¹⁷⁶¹. Os autores sugerem que haverá uma diminuição de área de ocorrência da espécie, na parte oeste de sua distribuição geográfica. A extensão de ocorrência da espécie é menor que 19.000 km² e sua área de ocupação é inferior a 1.000 km² (L.G. Neves & L.C. Oliveira, com. pess., 2012).

História natural

Primata endêmico da Mata Atlântica, habita tanto a floresta ombrófila próxima ao litoral quanto as florestas estacionais semidecíduais mais interioranas³⁸⁶. Além destas, o táxon ocupa florestas secundárias, áreas degradadas, e áreas de cabruca¹⁵⁸⁷. O táxon não é restrito a *habitat* primários e apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente, sendo capaz de viver e se reproduzir exclusivamente em áreas de cabruca¹⁵⁸⁷. Também utiliza florestas secundárias com diferentes níveis de perturbação¹⁸¹⁸. Apesar da plasticidade ambiental de *L. chrysomelas*, existem recursos fundamentais para a sobrevivência, tais como a presença de ocos de árvores que servem de dormitório para os grupos e a ocorrência de bromélias e epífitas para o forrageio de insetos¹⁹⁹⁹.

Já foram obtidas as seguintes estimativas de área de vida para a espécie: 40 ha, em um fragmento florestal da Estação Experimental Lemos-Maia¹⁹⁹⁷; média de 123 ha (119,8 a 130,4) na REBIO de Una¹⁸¹⁹; e média de 84 ha (22 a 197), em diferentes tipos de *habitat*, sendo 139,7ha (n = 3 grupos) em floresta madura, 64,8 ha (n = 3 grupos) em mosaico de florestas maduras, secundárias e cabucas dentro da área de vida da espécie, e 44,7 ha (n = 3 grupos) em áreas de cabruca¹⁵⁸⁷.

O tamanho da população mínima viável foi estimado em cerca de 1.000 indivíduos⁹⁴⁴. Entretanto, Zeigler *et al.*²⁴⁵⁶ sugerem valores entre 780 e 960 indivíduos em diferentes cenários de densidade e ameaças.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Entre 18 e 29 meses ¹⁸²¹ .
Macho	Em cativeiro 17 a 28 meses dependendo se permanece ou não no grupo natal ⁴¹⁶ . Em vida livre, acredita-se que atinge a maturidade sexual em cerca de 18 meses (J. Dietz, com. pess., 2012).
Peso adulto	
Fêmea	Peso varia de acordo com o tipo de <i>habitat</i> onde a espécie se encontra, sendo mais pesados em cabucas ¹⁵⁸⁷ . Em floresta madura (REBIO de Una) o peso médio é de 587 (n = 8), enquanto em mosaico (floresta madura, secundária e cabucas dentro da área de vida do grupo), o peso médio foi de 624 g (n = 4) e em áreas de cabruca 659 gramas ¹⁵⁸⁷ . Entretanto, fêmeas não grávidas com 780 a 800 g já foram capturadas em áreas de cabruca (L.C. Oliveira, dados não publicados).
Macho	Da mesma forma do observado para fêmeas, os pesos dos machos variam entre <i>habitat</i> sendo mais pesados em áreas de cabruca ¹⁵⁸⁷ . Em Floresta madura principalmente (REBIO de Una) o peso médio dos machos foi de 585 g (n = 9) enquanto em Mosaico - o peso médio foi de 604 g (n = 9) e nas cabucas atingiu o peso médio de 668 (n = 12). Machos com 815g foram capturados em áreas de cabruca.
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 262 mm (n = 23) (L.C. Oliveira. dados não publicados).
Macho	Cabeça-corpo: 256 mm (n = 40) (L.C. Oliveira. dados não publicados).



Sistema de acasalamento
Monogâmico. O padrão de acasalamento típico da espécie é monogâmico ⁹⁴⁴ . Entretanto, relatos de poliginia e poliandria já foram documentados em micos-leões-da-cara-dourada em vida livre ^{117,1582} .
Razão sexual
Desconhecida para a espécie.
Intervalo entre nascimentos
Dados em cativeiro mostram que os intervalos entre nascimentos variam de acordo com o Hemisfério onde os animais se reproduzem e em relação à origem das fêmeas reprodutoras (nascidas em cativeiro ou nascidas em vida livre e trazidas para zoológicos). No Hemisfério Norte $196,6 \pm 6$ (n = 237) dias para fêmeas cativas, e $164,4 \pm 5,3$ (n = 89) p/ fêmeas de vida livre. No Hemisfério Sul, $257,8 \pm 12,6$ (n = 57) p/ fêmeas cativas e $235,2 \pm 11$ p/ fêmeas de vida livre ²⁴⁰³ .
Tempo de gestação
125,3 dias ^{416,2403} .
Tamanho da prole
Em vida livre, Dietz <i>et al.</i> ⁶²³ observou 13 eventos reprodutivos com um total de 20 filhotes de sete fêmeas reprodutoras. Em 54% dos eventos nasceram gêmeos e em 46% apenas 1 filhote. Holst <i>et al.</i> ⁹⁴⁴ apresenta os seguintes valores: 1 filhote/ano em 37% das fêmeas; 2 filhotes/ano em 58% das fêmeas; 3 filhotes em 1% e 4 filhotes em apenas 8% das fêmeas. Oliveira <i>et al.</i> ¹⁵⁸⁷ 2011 observou 2 filhotes (gêmeos) por evento reprodutivo em 100% das fêmeas em áreas de cabruca.
Longevidade
Desconhecida para a espécie.
Tempo geracional
7 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: <i>Leontopithecus chrysomelas</i> , <i>L. rosalia</i> , <i>L. chrysopygus</i> têm $2n = 46$ de acordo com Seuánez <i>et al.</i> ²⁰⁸⁴ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Recente estudo sugere que há uma perda de variabilidade genética das populações de micos-leões-da-cara-dourada e que diferentemente do que era suposto, sob o ponto de vista genético o <i>status</i> de conservação do mico-leão-da-cara-dourada não é tão superior ao do mico-leão-dourado ¹⁴⁶⁸ . Em relação à filogenia o primeiro táxon isolado de mico-leão foi <i>L. chrysomelas</i> ¹⁷³⁷ em um refúgio da Bahia. Os outros micos-leões podem ter vivido no subcentro paulista, que posteriormente se fragmentaram em um refúgio com <i>L. caissara</i> e outro com <i>L. chrysopygus</i> e <i>L. rosalia</i> , e estes, subsequentemente se dividiram estando apenas <i>L. rosalia</i> na Serra dos Órgãos. Os autores mostram <i>L. caissara</i> como uma forma distinta e como grupo-irmão do clado <i>L. rosalia/L. chrysopygus</i> . <i>Leontopithecus chrysomelas</i> ocupa a posição filogenética basal sendo citada como a espécie mais divergente ¹⁷³⁷ .

População

Os tamanhos de grupos variam entre três e 15 indivíduos^{1587,1761}. O tamanho da população total remanescente é estimado entre 6.000 e 15.000 indivíduos^{1761,1765}, e o número de indivíduos maduros deste táxon foi inferido entre 2.000 e 5.000. Entretanto, considerando o alto grau de fragmentação da população, aliado à tendência de declínio populacional, considerou-se os menores valores da estimativa populacional, considerando as observações de campo (L.G. Neves, com. pess., 2012). Assim, suspeita-se que o número de indivíduos maduros de *Leontopithecus chrysomelas* seja inferior a 2.500. Além disto, e também considerando a desconexão de *habitat* entre as subpopulações da espécie, acredita-se que o número de indivíduos maduros em cada subpopulação não ultrapasse 250.

Raboy e colaboradores¹⁸²⁰ sugerem que haverá uma diminuição de área de ocorrência da espécie, na parte oeste de sua distribuição geográfica, caso as pressões antrópicas continuem. Os autores observaram que na parte oeste o *habitat* é mais fragmentado e os fragmentos são cercados por uma matriz de não



habitat, possivelmente impermeável para dispersão dos micos. Existe a possibilidade de retração da distribuição geográfica da espécie de oeste para leste devido às características de *habitat* e pressões antrópicas¹⁸²⁰. Em relação às áreas de cabruca a leste, novas técnicas de produção de cacau sob luz direta, aumento do manejo das plantações sombreadas, raleamento da cobertura vegetal, e conversão de plantações de cacau sombreados em outros tipos de agroecossistemas podem afetar negativamente as populações do leste da distribuição geográfica da espécie.

As informações sobre abundância populacional são: para a REBIO Una, foi obtida uma estimativa de 400 a 500 indivíduos (7.059 ha)¹⁰⁷⁷. Entretanto, este valor pode ser maior segundo a terceira Análise de Viabilidade Populações e Habitats (PHVA) para *Leontopithecus*⁹⁴⁴. Atualmente com uma área de 18.500 ha, estima-se que a capacidade de suporte dessa REBIO tenha subido para cerca de 1.000 indivíduos. Já foram obtidas as seguintes estimativas de abundância populacional, por localidade: 0,053 a 0,11 ind/ha, na REBIO Una^{623,944}; 5 a 17 ind/km² ou 0,9 a 3 grupos/km², na Estação Experimental Lemos Maia, município de Una, Bahia^{1978,1996}; 0,17 a 0,21 ind/ha em áreas de cabruca, 0,08 a 1,8 ind/ha em áreas de mosaico, e 0,04 a 0,11 ind/ha em áreas de floresta¹⁵⁸⁷.

A tendência populacional da espécie é em declínio. A extensão de ocorrência e área de ocupação da espécie está diminuindo, uma vez que em locais com registros prévios¹⁷⁶¹, não foram obtidas confirmações de ocorrência recentes por Raboy *et al.*¹⁸²⁰.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, aumento da matriz rodoviária, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*. Além disso, a demarcação de novas Terras Indígenas e o potencial de expansão da silvicultura na área de ocorrência do táxon representam ameaças para a espécie (L.C. Oliveira, obs. pess., 2012).

Ações de conservação

Existentes

A espécie esteve enfocada pelo Comitê Internacional para Manejo e Conservação dos Micos-Leões, instituído pelo IBAMA, na década de 1990, por meio do qual foram articuladas diversas iniciativas de conservação, inclusive o programa de manejo em cativeiro da espécie e as três Análises de Viabilidade de Populações e Habitats (PHVA; 1990, 1997, 2005). Em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção, conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC^{980,683a}, onde constam ações e programas específicos para a espécie em conjunto com outras. Um Grupo de Assessoramento Técnico, composto por mais de 20 profissionais de diversas instituições, inclusive especialistas nesta espécie, acompanha a implementação do PAN⁹⁸⁹.

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

De acordo com Kierulff *et al.*¹⁰⁷⁷, existe um programa de manejo de reprodução em cativeiro de *L. chrysomelas* com um bom plantel de indivíduos¹²². Embora atualmente não contribua diretamente para a conservação desta espécie em estado selvagem, a população em cativeiro de *L. chrysomelas*, que surgiu de animais confiscados do comércio ilegal na década de 1980^{1111,1253}, é um importante reservatório genético, garantia de uma parte da variação genética dessa espécie, enquanto as populações selvagens continuam a diminuir com o contínuo desmatamento.

Necessárias

Carvalho³⁸⁶ descreveu as seguintes considerações para as estratégias de conservação: “É fundamental a criação e efetivação de novas unidades de conservação, principalmente de proteção integral, assim como a ampliação das já existentes, já que *L. chrysomelas* é encontrado em apenas uma unidade de conservação de Proteção Integral. Uma fiscalização efetiva contra o desmatamento ilegal, intenso em toda



sua área de distribuição, evitaria a perda de *habitat*. A falta de informações sobre a biologia da espécie dificulta o delineamento de estratégias de conservação. Pesquisas, como análise da diversidade genética de diferentes populações, estudos ecológicos específicos, continuidade dos estudos de monitoramento, da utilização de cabucas pelos micos e um melhor entendimento da estrutura de metapopulação tornam-se essenciais para aprimorar a tomada de decisões conservacionistas. É importante também a ampliação das atividades conservacionistas para além do entorno da REBIO Una e a continuidade do programa de reprodução em cativeiro, existente desde meados dos anos 1980”.

A população da parte Oeste da distribuição geográfica da espécie guarda importante informação genética¹⁴⁶⁸, entretanto, é a que está mais ameaçada por ações antrópicas passadas e presentes¹⁸²⁰. Proteger os remanescentes florestais nesta região em um primeiro momento e manejar o *habitat* de forma a manter uma conexão nesta região é fundamental para a manutenção desta população.

As cabucas tem se mostrado muito importantes para a espécie. Entretanto devido a problemas econômicos estas estão ameaçadas. A preservação das cabucas é muito importante para a manutenção de populações de micos leões da cara dourada^{1582,1818}, mas sem incentivos econômicos, será difícil mantê-las. Incorporar valor ao cacau pode ser uma alternativa para manter as cabucas de forma que sejam econômica e ecologicamente, do ponto de vista dos micos-leões, viáveis. A criação de uma certificação do cacau “amigo da biodiversidade” pode ser uma solução que já vem sendo estudada.

Presença em unidades de conservação

Bahia: REBIO Una^{624,899,1077,1817,1981,1992,2405}, PARNA Serra das Lontras¹⁰⁷⁷, RPPN Ecoparque de Una³⁸⁶, RPPN Serra do Teimoso, RPPN Fazenda Ararauna¹⁵⁸⁷, REVIS de Una (oficina de avaliação), RESEX de Canavieiras (oficina de avaliação), APA Estadual da Lagoa Encantada (oficina de avaliação), APA Estadual Costa de Itacaré/Serra Grande (oficina de avaliação), RPPN Salto Apepique (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Arte Verde (oficina de avaliação) RPPN Fazenda São João (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro: Foram registradas populações invasoras da espécie em Niterói, inclusive na Reserva Ecológica Darcy Ribeiro e PE da Serra da Tiririca, que estão atualmente sob manejo¹⁰⁸⁶, APA Municipal de Suruí no Rio de Janeiro (oficina de avaliação).

Pesquisas

Necessárias

Os dados até hoje coletados em áreas de cabruca são restritos principalmente à região de Ilhéus, com algumas informações nas regiões de Jussari, Camacã, Arataca e Una¹⁵⁸⁷. Entretanto, novas áreas devem ser amostradas ou ter amostragens intensificadas. A região oeste também deve ser melhor amostrada, e estudos genéticos devem ser ampliados para toda área de distribuição da espécie. Além destes, estudos ecológicos e demográficos também devem ser ampliados especialmente na região oeste.

Recomendações de pesquisa para a conservação de micos-leões da cara dourada (MLCD) provenientes do Simpósio “O mico-leão-da-cara-dourada no século 21: recentes avanços e potenciais áreas para futuras pesquisas”²⁴⁰⁴:

- Ecologia/biologia, estado de saúde, e diferenciação genética das populações do lado oeste, e as implicações para o seu manejo: i) Com exceção do estudo de curta duração com grupos de MLCD no lado oeste conduzido por C.E. Guidorizzi⁸⁸⁶, a maioria das pesquisas com MLCD tem-se focado nas populações de MLCD no lado leste da área de distribuição da espécie dentro ou perto da REBIO de Una ou plantações de cabruca no seu redor. Ainda há uma falta geral de informações sobre a demografia, biologia e ecologia da espécie nas remanescentes de floresta semidecidual, mais degradados e fragmentados no lado oeste da área de distribuição da espécie; ii) Modelagens de demografia e paisagem têm demonstrado que todas as populações no lado oeste estão em risco imediato de extinção ao curto prazo, de 10 a 15 anos, se não forem tomadas medidas para protegê-los. Apesar dessa urgência, a informação científica básica para elaborar medidas de conservação adequadas ainda não está disponível. Além de dados básicos sobre a biologia e ecologia, um melhor entendimento da diferenciação genética e o estado de saúde das populações do lado oeste, particularmente em comparação com populações no



lado leste, são imprescindíveis para melhorar o nosso entendimento das necessidades de manejo da espécie ao longo de toda a sua área de ocorrência; iii) Neste momento, não está claro se as populações ocidentais exigirão diferenças em termo de manejo e estratégias de conservação, em comparação com as populações orientais. Se as populações ocidentais apresentam diferenças significativas nas frequências alélicas, heterozigosidade genética, ou prevalência/frequência de doenças em comparação com as populações orientais, e, dependendo das razões pelas quais tais diferenças apareceram, estratégias de manejo e conservação diferenciadas para as populações do lado leste e oeste possam ser justificada ou não. De forma geral, estudos aprofundados das populações ocidentais são fundamentais para permitir que os profissionais de conservação identifiquem e priorizem onde e como as populações de MLCD devem ser protegidas e manejadas em toda sua a área de ocorrência.

- MLCDs e Cabruca agroflorestal: i) Nem todas as formas de cabruca agrofloresta são igualmente adequadas como *habitat* para MLCD. Plantações de cabruca podem variar entre monoculturas manejadas intensamente e mosaicos altamente naturais de árvores de cacau com espécies arbóreas endêmicas. Pesquisas focadas na presença/ausência de MLCDs e comparação da demografia e ecologia de MLCDs ao longo do espectro de técnicas de manejo de cabruca são essenciais para entender as necessidades de *habitat* e de manejo da espécie; ii) Além de pesquisa diretamente focada na biologia de MLCDs em cabruca, pesquisas investigando questões socioeconômicas e ambientais relacionadas à agrofloresta cabruca, por exemplo, esquemas de certificação, são importante para o manejo proativo de uso da terra e conversão na área inteira da Mata Atlântica.

- Dispersão e Sobrevivência de MLCDs numa paisagem fragmentada: i) Existem poucas informações sobre como MLCDs movimentam-se e sobrevivam em florestas fragmentadas. Precisa-se entender mais a respeito da frequência com que indivíduos deixam os limites da floresta e locomovem-se através da matriz não-florestal, qual a distância que eles percorrem entre fragmentos florestais por meio de matriz não-florestal, quais os tipos de elementos na paisagem que eles estão dispostos a percorrer e quais os elementos que atuam como barreiras para a dispersão, a probabilidade de que os indivíduos dispersando irão sobreviver, e se outras características, tais como a ocupação do remanescente por MLCDs, influenciam dispersão e ocupação. Esta informação é necessária para populações em toda a área de distribuição inteira.

- Censo de MLCDs: i) Considerando as ameaças contínuas à fragmentos florestais em toda a área de distribuição, o número remanescente de populações selvagens, e suas localizações, é necessário saber quantos indivíduos/populações ainda existem e onde estão localizadas essas populações, visando o manejo e conservação da espécie. A comparação dos resultados de censos também permitirá aos profissionais de conservação entender tendências populacionais da espécie. Esforços de censo devem ser revitalizados e continuados.

- MLCDs em outros tipos de *habitat*: i) As pesquisas já realizadas estiveram mais focadas em MLCDs em floresta primária, floresta degradada, e cabruca agrofloresta. Pouco se sabe sobre se e como os MLCDs utilizam outros tipos de *habitat*, como restinga, floresta de altitude, ou outros sistemas agroflorestais e, portanto, novas pesquisas devem focar na demografia, biologia, ecologia, presença/ausência, e o movimento dos animais nesses outros tipos de *habitat*.

- Análise de Impacto de Ameaças: Ameaças à sobrevivência de MLCDs foram identificadas e incluem processos amplos como a perda e fragmentação de florestas e mudanças climáticas. No entanto, informações sobre a natureza específica destas ameaças e seu impacto sobre a sobrevivência dos MLCDs são limitadas. Pesquisas futuras devem focar ameaças específicas, os mecanismos de como cada ameaça afeta a espécie, e as implicações dos processos de ameaças atuais sobre a sobrevivência das populações de MLCDs. Um levantamento recente de Becky Raboy, Nayara Cardoso e Leonardo G. Neves indicou uma redução da área de ocorrência para a espécie na parte sudoeste de sua distribuição histórica. Nova pesquisa, como uma análise aprofundada de perda de floresta e fragmentação naquela região, será importante para entender como os processos atuais como a perda florestal e a fragmentação provavelmente irão afetar as populações MLCD existentes. Também irá permitir a identificação dos limiares de paisagem importantes abaixo dos quais populações de MLCDs não conseguem sobreviver.



Essa informação é essencial para a proteção e manejo da espécie.

- **Serviços Ambientais:** O papel de MLCDs na comunidade ecológica da Mata Atlântica não é claro, mas existem evidências de que MLCDs têm um papel importante no funcionamento do ecossistema através de, por exemplo, dispersão de sementes. São necessárias pesquisas para entender melhor a importância das espécies na manutenção da estrutura e viabilidade da Mata Atlântica através da dispersão de sementes. O objetivo é oferecer mais argumentos que favorecem a conservação do MLCD para um público mais amplo. Como uma percentagem importante da economia do Brasil depende dos recursos florestais da Mata Atlântica, demonstrando que o próprio MLCD desempenha um papel importante na funcionalidade da floresta poderia ser uma abordagem alternativa para garantir a conservação das espécies e do seu *habitat*.
- **Educação ambiental:** Pesquisas para elucidar as percepções da população local sobre MLCDs e conservação em geral é importante para melhorar nossa compreensão das suas atitudes para MLCDs e conservação em geral. Uma abordagem participativa que envolva todas as partes interessadas é essencial para a proteção de MLCDs e precisa ser explorada. Tal pesquisa oferece informações importantes para o desenvolvimento de programas de educação e extensão eficaz e viável (por exemplo, práticas de manejo sustentável, sistemas agroflorestais).

Leontopithecus chrysopygus (Mikan, 1823)

Fernando de Camargo Passos, Gabriela Ludwig, Christoph Knogge & Leonardo de Carvalho Oliveira

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: mico-leão-preto,
sauim-preto

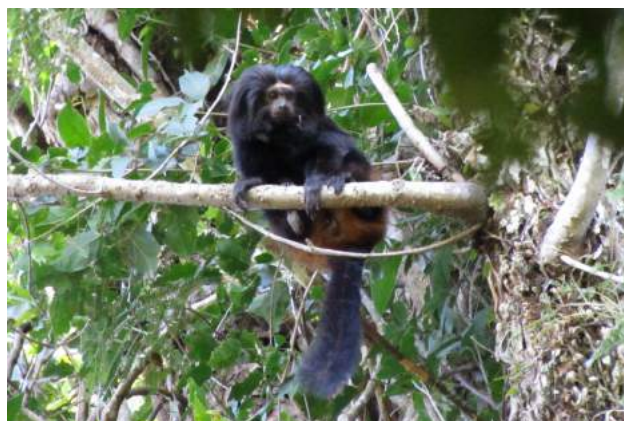


Foto: Gabriela Rezende

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(ii,iii,iv,v)

Justificativa

Leontopithecus chrysopygus é uma espécie endêmica da Mata Atlântica do oeste de São Paulo, tendo sua distribuição limitada entre os rios Paranapanema e Tietê, não ultrapassando o rio Paraná. A área atual de ocupação da espécie foi estimada em 444 km². Sua população está estimada em 1.400 indivíduos, havendo apenas uma subpopulação com mais de 250 indivíduos maduros em um total de 380. A espécie apresenta um declínio continuado sendo que, atualmente, os principais fatores de ameaça estão relacionados a problemas demográficos em razão da perda, fragmentação e desconexão de *habitat*. Assim sendo, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério B2ab(ii,iii,iv,v).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2332}	CR C2a(ii); E
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁶	São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ¹⁰⁷⁸	EN B2ab(iii)

Notas taxonômicas

São reconhecidas quatro espécies de micos-leões. Hershkovitz⁹¹⁹ considerou que *L. chrysopygus*, *L. chrysomelas* eram subespécies de *L. rosalia*, e Forman *et al.*⁷⁷⁷ também questionou a validade como três espécies distintas. Coimbra-Filho⁴⁸⁰ sugeriu que *L. caissara* era uma subespécie ou uma variação de coloração de *L. chrysopygus*. Burity *et al.*³²¹, por meio de análises morfológicas, e Perez-Sweeney *et al.*¹⁷³⁷, por meio de análises genético-moleculares, não confirmaram essa hipótese e validaram *L. caissara* como espécie. Perez-Sweeney *et al.*¹⁷³⁷ concluíram por meio de análise filogenética que ocorrem três clados evidentes: *L. chrysomelas*, *L. caissara* e *L. chrysopygus*/*L. rosalia*. Onde *L. chrysomelas* ocupa a posição filogenética basal sendo a espécie mais divergente. No presente estudo está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Leontopithecus chrysopygus é endêmico ao Brasil, ocorrendo no estado de São Paulo, onde é residente e nativo¹⁰⁷⁸. É endêmico da Mata Atlântica do oeste de São Paulo, tendo sua distribuição limitada entre os rios Paranapanema e Tietê, não ultrapassando o rio Paraná. Atualmente as populações encontram-se na região do Pontal do Paranapanema, no PE do Morro do Diabo com 37.000 ha (maior população), na ESEC Mico-Leão-Preto (6.700 ha), na região central do estado na ESEC Caetetus (2.173 ha) e Fazenda Rio Claro, em Lençóis Paulistas, cada uma com uma subpopulação. No leste do estado, a espécie está presente nas matas de galeria do município de Buri e ESEC Angatuba (2.000 ha)^{1194,1928,2336}.

Valladares-Padua & Martins²³³⁶ salientam a ocorrência na ESEC Angatuba, destacando a importância de maiores investigações na área, incluindo estimativas populacionais. Seria muito importante uma





avaliação populacional abrangendo as diferentes áreas de ocorrência em toda a sua distribuição geográfica. Tanto quanto as outras espécies de *Leontopithecus*, são muito difíceis de acompanhar e facilmente se desvencilham dos observadores e, por isso, o uso de radiotelemetria é indispensável nos estudos com essas espécies. Existem evidências de mais locais de ocorrência nos municípios de Borebi e Guarei (Griese *et al.*, dados não publicados) e na Serra de Paranapiacaba. O registro recente da espécie por meio de fotografias no PE de Carlos Botelho (Rodrigues *et al.*, dados não publicados), confirmando sua presença em grande unidade de conservação pode significar uma melhoria nas condições populacionais da espécie, com mudanças no seu *status* de ameaça futuro. Por outro lado, aponta a necessidade de obtenção de maiores informações sobre a população presente nessa unidade de conservação, inclusive se existem também grupos no PE de Intervalos, nas proximidades do PE Carlos Botelho.

Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação à sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica, pois teve uma distribuição histórica prevista para a margem norte do rio Paranapanema, a oeste até o rio Paraná, e entre o alto rio Paranapanema e alto rio Tietê, no estado de São Paulo^{474,475,919}.

A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² e uma área de ocupação de 444 km² é estimada para a espécie²³³⁶.

História natural

Leontopithecus chrysopygus é endêmico da Mata Atlântica, onde ocorre em floresta estacional semidecidual²³³⁰. O táxon não é restrito a *habitat* primários e apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente, sobrevive em florestas secundárias desde que existam recursos disponíveis tais como ocos de árvores para servir de dormitório para os grupos e locais para forrageio com alimento disponível o ano inteiro^{464,472}. A dieta é composta por frutos, exsudados, néctar, flores e presas animais, o que inclui anuros, lagartos, aves, insetos, entre outros animais¹⁶⁸⁴. Ao defecar é frequente serem observadas sementes em suas fezes. Tais sementes continuam viáveis ao passar pelo trato digestivo e assim sua atuação como dispersor de sementes foi comprovada por testes de germinação¹⁶⁸².

A área de vida do táxon é estimada em 113 a 119 ha no PE Morro do Diabo^{2330,2338}, 277 ha na ESEC Caetetus¹⁶⁸³, e 64 a 127 ha no PE Morro do Diabo²⁰. Os dados de área de vida são variáveis e, remontando à estimativa populacional de Valladares-Padua & Cullen Jr.²³³⁰, com dados da ESEC Caetetus¹⁶⁸³, há uma redução para cerca de 700 indivíduos na população total, o que demonstra a necessidade de estudos mais abrangentes em relação à área de vida, incluindo diferentes unidades de conservação, para se ter uma melhor estimativa populacional. Os estudos de Paranhos¹⁶⁶¹ representaram um esforço para se melhorar essas estimativas.

O tamanho da população mínima viável considerado por Seal *et al.*²⁰⁶² e Ballou *et al.*¹²³ é de 2.000 indivíduos, abaixo, portanto, das estimativas populacionais atuais. Já na terceira Análise de Viabilidade de Populações e Hábitats (PHVA) de *Leontopithecus*, Holst *et al.*⁹⁴⁴ indicaram uma população de mais de 750 indivíduos com uma chance de 98% de persistência e retenção de 98% da diversidade genética o longo prazo.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	1,5 anos ^{117,2338} .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	600 gramas ^{117,2338} .
Macho	575 (n = 4) gramas ¹⁹⁵⁷ , 600 gramas ^{117,2338} .
Comprimento adulto	
Fêmea	220 a 302 mm (para o gênero) ^{480,1220,2167} .
Macho	



Sistema de acasalamento
Monogâmico ²³³² .
Razão sexual
Desconhecida para a espécie.
Intervalo entre nascimentos
1 evento por ano ⁷⁹⁹ .
Tempo de gestação
4 meses para o gênero ^{211,799} .
Tamanho da prole
2 filhotes/nascimento ¹⁴⁸¹ .
Longevidade
Desconhecida para a espécie.
Tempo geracional
7 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: <i>Leontopithecus chrysomelas</i> , <i>L. rosalia</i> , <i>L. chrysopygus</i> têm 2n = 46 segundo Seuánez <i>et al.</i> ²⁰⁸⁴ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Segundo Perez-Sweeney <i>et al.</i> ¹⁷³⁷ , a filogenia sugere que o primeiro táxon isolado de mico-leão foi <i>L. chrysomelas</i> em um refúgio da Bahia. Os outros micos-leões podem ter vivido no subcentro paulista, que posteriormente se fragmentaram em um refúgio com <i>L. caissara</i> e outro com <i>L. chrysopygus</i> e <i>L. rosalia</i> , e estes, subsequentemente se dividiram estando apenas <i>L. rosalia</i> na Serra dos Órgãos. Os autores mostram <i>L. caissara</i> como uma forma distinta e como grupo-irmão do clado <i>L. rosalia/L. chrysopygus</i> . <i>Leontopithecus chrysomelas</i> ocupa a posição filogenética basal sendo citada como a espécie mais divergente.

População

O tamanho da população total remanescente inferida é de aproximadamente 1.400 animais (C. Knogge, obs. pess., 2012), e infere-se que o número de indivíduos maduros deste táxon seja de cerca de 380. O tamanho do grupo varia entre 3 e 6 indivíduos^{194,1660}.

Em relação as informações sobre abundância populacional já foram obtidas as seguintes estimativas, por localidade: 1.000 indivíduos no PE Morro do Diabo¹⁶⁵⁹, 23 indivíduos na ESEC Caetetus¹⁶⁸³, 60 indivíduos na ESEC Mico-Leão-Preto (6.700 ha) (C. Martins, com. pess., citada em Valladares-Padua & Martins²³³²) em fragmentos com subpopulações isoladas. Há outras localidades com ocorrência registrada, porém com poucos grupos em fragmentos florestais isolados. Porém, verificando as datas dessas estimativas, pode-se supor a necessidade de atualização desses dados, o que seria muito interessante para um manejo baseado em dados atualizados.

A tendência populacional da espécie é em declínio, embora avaliação populacional futura no PE de Carlos Botelho possa mudar essa tendência.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndios, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão e redução de *habitat*. As grandes ameaças atualmente estão ligadas a problemas demográficos (fragmentação e desconexão de *habitat*). A recente emergência de febre amarela que atingiu as regiões sul e sudeste do Brasil, com alta mortalidade de bugios, especialmente *Alouatta caraya*, também pode ser uma ameaça às populações de mico-leão-preto.

Considera-se como maior ameaça à espécie o isolamento e declínio das populações não viáveis em fragmentos florestais em processo de degradação com capacidade de suporte baixo do número indicado para populações viáveis (C. Knogge, obs. pess., 2012). Mas podemos também considerar uma ameaça



futura as possíveis interferências das mudanças climáticas que atingirão os *habitat* disponíveis para a espécie, conforme projeções¹⁴¹².

Ações de conservação

Existentes

De acordo com Kierulff *et al.*¹⁰⁷⁸, o isolamento e o pequeno tamanho das populações existentes estão sendo abordados por meio de um manejo de metapopulações, que inclui a população em cativeiro fundada com indivíduos retirados do PE Morro do Diabo, na década de 1970 e, mais tarde, em 1983-1985, como parte da operação de resgate da área de inundação da barragem da hidrelétrica de Rosana²⁰⁰⁰. Os esforços atuais estão focados na saúde genética dessas populações (translocação, manejo de dispersão e reintrodução)^{2329,2336}, educação ambiental^{2329,2339}, a preservação de fragmentos florestais remanescentes, com e sem micos-leões, e a criação de corredores para ligar fragmentos de floresta para estabelecer maiores áreas de floresta contínua^{545,1641,1642,1659,2335–2337}. Existe um programa de manejo de reprodução em cativeiro, embora não tenha sido tão bem sucedido como os de *L. rosalia* e *L. chrysomelas*, provavelmente em função de um estoque fundador muito reduzido¹²². No entanto, é crescente e, apesar de ter poucos fundadores, agora contribuem também significativamente para o programa de gestão de metapopulações atualmente supervisionado por Valladares-Padua e sua equipe^{1341,2329,2331,2334–2336,2339}. A primeira translocação de um grupo selvagem de *L. chrysopygus* foi realizada em 1995, e o primeiro experimento de reintrodução foi realizado em julho de 1999 pela combinação de um adulto do sexo masculino nascido no Zoológico de Jersey, Reino Unido, com duas fêmeas selvagens^{2336,2337}.

Valladares-Padua & Martins²³³² descreveram as seguintes considerações para as estratégias de conservação: “O conhecimento gerado com as pesquisas realizadas com o mico-leão-preto nas décadas de 1980 e 1990 confirmou o *status* da espécie, descrita como “Criticamente em Perigo” pela União Mundial para a Natureza. O diagnóstico desta situação levou ao estabelecimento de um programa de conservação, incluindo a criação de uma população de cativeiro, além do manejo genético e demográfico. Estabeleceu-se um plano de manejo de metapopulação para a espécie, ou seja, o manejo conjunto de todas as populações conhecidas, juntamente com as populações de cativeiro, tratadas unicamente como uma população-núcleo. Entre os anos 1980 e 1990, várias novas ações e pesquisas foram realizadas. Os resultados dessas novas pesquisas foram incorporados a uma Análise de Viabilidade de Habitat e Populacional (PHVA), realizada em 1997 para as quatro espécies de micos-leões. As principais resoluções para todas as espécies concentram-se em três tópicos básicos: 1) a necessidade de manejar as pequenas populações isoladas como uma metapopulação, a fim de garantir sua sobrevivência; 2) a expansão e/ou criação de áreas protegidas para as espécies e melhor gerenciamento das já existentes; e 3) o estabelecimento de programas com as comunidades locais, visando melhoria da qualidade de vida e ações de desenvolvimento sustentável. Para concluir, podemos dizer que a principal lição do Programa Integrado de Conservação do mico-leão-preto é que, para restabelecermos uma população viável de uma espécie ameaçada, cinco aspectos são fundamentais: a) conhecimento aprofundado da biologia da espécie; b) manejo integrado na natureza e em cativeiro, mas com ênfase na natureza; c) envolvimento das comunidades humanas da região de ocorrência, com programas de educação ambiental; d) uma visão conservacionista baseada na paisagem, com o uso de técnicas de extensão conservacionista na restauração do *habitat*; e, finalmente, e) uso de manejo adaptativo, com avaliações periódicas dos resultados²³³³”.

A espécie esteve enfocada pelo Comitê Internacional para Manejo e Conservação dos Micos-Leões, instituído pelo IBAMA, na década de 1990, por meio do qual foram articuladas diversas iniciativas de conservação, inclusive o programa de manejo em cativeiro da espécie e as três Análises de Viabilidade de Populações e Habitats (PHVA; 1990, 1997, 2005). Em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção, conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC^{980,683a}, onde constam ações e programas específicos para a espécie em conjunto com outras. Um Grupo de Assessoramento Técnico, composto



por mais de 20 profissionais de diversas instituições, inclusive especialistas nesta espécie, acompanha a implementação do PAN⁹⁸⁹.

Necessárias

Complementarmente, o manejo de metapopulação, reflorestamento aumentando a conectividade são ações chave consideradas para a conservação desta espécie na natureza^{1073,1083}.

Presença em unidades de conservação

São Paulo: ESEC Caetetus^{1065,1679,1681,1683,1928,1981,1987}, PE Morro do Diabo^{20,114,464,1928,1981,2330,2332}, ESEC Angatuba^{1928,2332}, ESEC Mico-Leão-Preto^{1928,2332}, FLONA Capão Bonito¹¹⁹⁴, PE Carlos Botelho¹⁹²⁴, APA Estadual Ituparanga, APA Estadual Rio Batalha, RPPN Mosquito (oficina de avaliação).

Pesquisas

Necessárias

Como prioridades, pode-se destacar a necessidade de estudos mais abrangentes em relação à área de vida, e densidade populacional em diferentes unidades de conservação, para se ter uma melhor representação populacional. Além disso, pesquisas demográficas também podem fornecer informações importantes para entender as diferenças populacionais em diferentes UCs.

***Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766)**

Paula Procópio de Oliveira, Mônica Mafra Valença-Montenegro & Leonardo de Carvalho Oliveira

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: mico-leão-dourado, sauim-piranga



Foto: Solvin Zankl

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(iii)

Justificativa

Leontopithecus rosalia é uma espécie endêmica, com distribuição restrita a remanescentes florestais severamente fragmentados da Mata Atlântica de baixada do Rio de Janeiro. Apresenta extensão de ocorrência estimada de 6.000 km², com área de ocupação menor que 500 km². Embora a população desta espécie esteja aumentando, como resultado de esforços conservacionistas e criação de áreas protegidas, esta ainda sofre com a fragmentação e seus efeitos secundários, expansão urbana, de infraestrutura e contato com primatas alóctones invasores. Sendo, portanto, categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério B2ab(iii).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1604}	EN C2a(i); E
Listas estaduais de espécies ameaçadas ¹⁷⁶	Rio de Janeiro: EN
Avaliação global ¹⁰⁷⁹	EN B1ab(iii)

Outros nomes aplicados ao táxon

Simia rosalia Linnaeus, 1766; *Jacchus rosalia guiyannensis* Fischer, 1829; *Jacchus rosalia brasiliensis* Fischer, 1829; *Leontopithecus marikina* Lesson, 1840; *Leontopithecus aurora* Elliot, 1913; *Leontocebus leoninus* Pocock, 1914⁸⁷⁸.

Notas taxonômicas

HersHKovitz⁹¹⁹ considerou apenas *Leontopithecus rosalia* como espécie plena, e *L. chrysopygus*, *L. chrysomelas* e *L. caissara* como subespécies desta. Forman *et al.*⁷⁷⁷ também questionaram a validade como três espécies distintas. Coimbra-Filho⁴⁸⁰ sugeriu que *L. caissara* era uma subespécie ou uma variação de coloração de *L. chrysopygus*. Burity *et al.*³²¹ e Perez-Sweeney *et al.*¹⁷³⁷ não confirmaram essa hipótese e validaram *L. caissara* como espécie. Estes últimos autores concluíram, por meio de análise filogenética, que ocorrem três clados evidentes: *L. chysomelas*, *L. caissara* e *L. chrysopygus/L. rosalia*, com *L. chysomelas* ocupando a posição filogenética basal, sendo a espécie mais divergente. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰, que reconhece quatro espécies de micos-leões: *Leontopithecus chrysomelas*, *L. chrysopygus*, *L. caissara* e *L. rosalia*.

Distribuição geográfica

Leontopithecus rosalia é endêmico ao Brasil, ocorrendo no estado do Rio de Janeiro, onde é residente e nativo¹⁰⁷⁹. É endêmico da Mata Atlântica e ocorre nos remanescentes florestais do Rio de Janeiro. Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação à sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica, pois a distribuição original abrangia grande parte da planície, até 300 m acima do nível do mar da região costeira do estado Fluminense, compreendendo os seguintes municípios: Mangaratiba no limite nordeste, Itaguaí, Nova Iguaçu, Nilópolis, São João do Meriti, Duque de Caxias, Rio de Janeiro, Magé, São Gonçalo, Niterói, Itaboraí, Maricá, Araruama, Silva Jardim, Saquarema, Rio Bonito, Cachoeiras de Macacu, São Pedro da Aldeia, Cabo Frio, Casimiro de Abreu, Macaé, Conceição de Macabu, Campos, e São João da Barra^{464,465,472,475}. Destes municípios, Coimbra-Filho⁴⁶¹ concluiu que em apenas sete a espécie ainda estava presente: Silva Jardim, Cabo Frio, Saquarema, Araruama, Casimiro de Abreu, Rio Bonito e São Pedro da Aldeia.

De acordo com o levantamento das populações de micos-leões-dourados realizado em 1991-1992 por Kierulff¹⁰⁸³, a distribuição de *L. rosalia* estava restrita a quatro municípios no estado do Rio de Janeiro: Silva Jardim, Cabo Frio, Saquarema e Araruama. Um total de 562 indivíduos (109 grupos) foi encontrado sobrevivendo em 105 km² de mata. Esses indivíduos foram localizados em quatro subpopulações: 361 indivíduos (70 grupos) na REBIO de Poço das Antas e em matas vizinhas à Reserva; 74 indivíduos em matas de encosta na região da Serra do Mar; 38 indivíduos (seis grupos) em Cabo Frio (Base Naval da Marinha Brasileira); 29 indivíduos (oito grupos) no Centro Hípico de Cabo Frio e 60 indivíduos (12 grupos) isolados em pequenos fragmentos de matas^{1073,1080,1083}.

De 2004 a 2006, novo levantamento foi realizado (Procópio-de-Oliveira *et al.*, dados não publicados), quando a presença da espécie foi confirmada nos seguintes locais: Estação Radiogoniométrica de Campos Novos – Área da Marinha (Base Naval da Marinha Brasileira), onde não foi possível estimar o tamanho populacional, sendo visualizados somente três grupos de micos devido às restrições impostas para trabalhar no local; PM do Mico-Leão-Dourado (Centro Hípico de Cabo Frio), com oito grupos visualizados (pelo menos 50 indivíduos); Serra das Emergências (Apa do Pau Brasil - Búzios), com dois grupos visualizados; e grupos isolados no Sítio LB em Búzios; Reserva Municipal de Jacarepiá em Saquarema; Fazenda Cabista em São Pedro da Aldeia e Fazenda Sobara em Araruama.

Burity e colaboradores³²⁰ relataram a ocorrência de *L. rosalia* no município de Duque de Caxias, perto do rio Taquara, no Parque Natural Municipal da Taquara (19.000 ha), Rio de Janeiro, aumentando, desta maneira, o limite oriental da distribuição. Recentemente, alguns registros foram feitos nos municípios de Magé e região, o que deve ser avaliado.

A extensão de ocorrência da espécie foi calculada através do mínimo polígono convexo levando em consideração apenas os fragmentos ocupados, sendo então, excluídas do cálculo, as áreas com informação de extinção local (A. Pissinatti, com. pess., 2012). Portanto, a extensão de ocorrência calculada foi de 6.106,23 km² e a área de ocupação estimada foi inferior a 500 km² (337,55 km²)²³⁰⁸.



História natural

Leontopithecus rosalia ocorre em florestas de baixada com estação chuvosa sazonal (média anual de 1.500 mm)¹⁹⁹⁸. O táxon não é restrito a *habitat* primários e apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente. Sobrevive em florestas secundárias desde que existam recursos disponíveis, tais como ocos de árvores para servir de dormitório para os grupos, e locais para forrageio com alimento disponível o ano inteiro^{464,472,475}. Em Poço das Antas foi registrado em pequenos fragmentos (8 a 15 ha), na região da reserva conhecida por “Ilhas dos Barbados”¹⁵⁸³. Na REBIO União, mais de 160 espécies vegetais foram registradas na dieta da população de micos-leões-dourados translocados, sendo 142 identificadas pelo menos ao nível de família. Myrtaceae foi a família mais abundante com 32 espécies consumidas pelos micos. Outras famílias com grande número de espécies consumidas foram Sapotaceae, Rubiaceae e Melastomataceae. Essas quatro famílias foram responsáveis por cerca de 41% das espécies vegetais consumidas pelos micos-leões-dourados^{1085,1131,1132,1803,1804}.

A área de vida da espécie é estimada em 45 ± 16 ha (21 a 73 ha) na REBIO Poço das Antas⁶²² e 150 ± 72 ha (65 a 229 ha) na REBIO União¹⁰⁸⁵. No início de 2002, a partir de 13 grupos de micos-leões-dourados monitorados sistematicamente, o tamanho médio de área de uso para a população da REBIO União era de 109,2 ha^{1803,1804}. Recentemente, Hankerson & Dietz⁸⁹⁸ publicaram uma avaliação das áreas de vida de grupos de micos-leões-dourado em Poço das Antas e encontraram áreas de vida variando de 44 a 70 ha.



O tamanho da população mínima viável considerado por Seal *et al.*²⁰⁶² e Ballou *et al.*¹²³ é de 2.000 indivíduos. No PHVA de 2005, o terceiro realizado para os micos-leões, foi estimado que havia aproximadamente 1.500 micos-leões-dourados em 12.000 ha de florestas. Os micos-leões-dourados (MLD) habitam uma paisagem muito fragmentada da Mata Atlântica, com predominância de fragmentos com menos de 50 ha. Estão distribuídos em 18 populações da seguinte forma: uma população de micos selvagens (n = 350) na REBIO de Poço das Antas, uma população derivada da translocação de grupos isolados (n = 200) na REBIO União, 550 indivíduos em 28 propriedades particulares que fazem parte do Programa de Reintrodução, e o restante em fragmentos nos municípios de Silva Jardim, Cabo Frio, Búzios, Saquarema e Araruama^{53,944,1080}.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	4 anos ⁹⁴⁴ .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	535 g. (n = 6) ¹⁹⁵⁷ .
Macho	620 g. (n = 2) ¹⁹⁵⁷ .
Comprimento adulto	
Fêmea	220 a 302 mm (para o gênero) ^{1220,1957,2167} .
Macho	
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ¹⁴⁸¹ .	
Razão sexual	
1:1 ⁹⁴⁴ .	
Intervalo entre nascimentos	
194 dias ⁷⁹⁹ .	
Tempo de gestação	
125 a 132 dias ^{119,798,1094,1456} .	
Tamanho da prole	
1 a 3 filhotes/nascimento, sendo gêmeos em 65% dos casos. Há registros de quadrigêmeos em cativeiro ¹⁰⁹⁴ .	
Longevidade	
16 anos ⁹⁴⁴ .	
Tempo geracional	
7 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: <i>L. chrysomelas</i> , <i>L. rosalia</i> e <i>L. chrysopygus</i> têm cariótipo 2n = 46, segundo Seuánez <i>et al.</i> ²⁰⁸⁴ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Segundo Perez-Sweeney <i>et al.</i> ¹⁷³⁷ a filogenia sugere que o primeiro táxon isolado de mico-leão foi <i>L. chrysomelas</i> em um refúgio da Bahia. Os outros micos-leões podem ter vivido no subcentro paulista, que posteriormente se fragmentaram em um refúgio com <i>L. caissara</i> e outro com <i>L. chrysopygus</i> e <i>L. rosalia</i> e estes, subsequentemente, se dividiram, estando apenas <i>L. rosalia</i> na Serra dos Órgãos. Os autores mostram <i>L. caissara</i> como uma forma distinta e como grupo-irmão do clado <i>L. rosalia/L. chrysopygus</i> . <i>L. chrysomelas</i> ocupa a posição filogenética basal, sendo citada como a espécie mais divergente.	

População

O tamanho da população total remanescente está em torno de 1.600 indivíduos¹⁰⁷⁵, e o número de



indivíduos maduros deste táxon foi estimado entre 500 e 600.

As informações sobre abundância populacional são: 12 ind/km² ou 1,96 grupos/km² na REBIO Poço das Antas⁶²⁴; 5,1 ind/km² ou 1,17 grupos/km² em área adjacente à REBIO Poço das Antas^{1083,1084}; 3,5 ind/km² ou 0,46 grupos/km² na REBIO União¹⁰⁸⁵; 8,5 ind/km² ou 2,35 grupos/km² em Campos Novos^{1083,1084}, 0,06 ind/ha em Rio Bonito e 0,32 ind/ha na REBIO Poço das Antas¹⁹⁷⁵.

A maior população da espécie, estimada em 385 indivíduos¹⁹⁷⁶, está localizada na REBIO de Poço das Antas, no município de Silva Jardim.

Atualmente, um terço da população selvagem é descendente de indivíduos de programas de reintrodução. Este tipo de manejo contribuiu tanto para a manutenção das populações selvagens, quanto para a proteção dos 3.100 ha de remanescentes florestais que estão na área de distribuição da espécie^{150-154,1079,2206}. Após 21 anos do Programa de Reintrodução, a população de micos-leões-dourados, formada a partir de animais de cativeiro, totalizava 589 indivíduos distribuídos em 87 grupos, representando aproximadamente 40% dos 1.500 micos-leões-dourados existentes na natureza. Atualmente, os animais nascidos em cativeiro representam apenas uma pequena parte da população reintroduzida. Mais de 98% desta população nasceu na natureza, tornando-se autosuficiente mais rapidamente do que os animais provenientes de cativeiro, e não necessitando de alimentação suplementar e manejo diários^{1075,1803}.

A população da REBIO União começou a ser formada a partir de 1994, com a captura e translocação de seis dos 12 grupos de micos das áreas isoladas e fragmentadas^{1072,1073,1604}. A translocação desses grupos para uma área maior e protegida representou a preservação de 10% da população selvagem de micos-leões-dourados. O resgate destes grupos, que inicialmente estavam isolados em fragmentos florestais, contribuiu para a manutenção da diversidade genética da espécie^{853,854,1072,1073,1085,1804}. O monitoramento contínuo da população translocada contribuiu para o desenvolvimento e aperfeiçoamento da técnica de translocação^{1071-1074,1083,1085}. Em 2006 a população era formada por aproximadamente 220 indivíduos distribuídos em cerca de 30 grupos, 25 dos quais foram monitorados sistematicamente até o final de 2004¹⁸⁰². Mais de 200 nascimentos foram registrados e 150 destes ainda sobreviviam na população monitorada. A população formada pela translocação apresenta comportamento, taxas de sobrevivência e taxas de reprodução similares aos valores encontrados para a população nativa da REBIO Poço das Antas¹⁸⁰².

O uso das técnicas de reintrodução e translocação contribuiu para o aumento da população e para o retorno do mico-leão-dourado para algumas regiões onde a espécie já estava extinta (municípios de Rio das Ostras, Casimiro de Abreu e Rio Bonito). Dos cerca de 1.600 micos-leões-dourados encontrados na natureza hoje, aproximadamente 60% são provenientes de exemplares reintroduzidos, translocados e de seus descendentes^{1075,1802}.

Tendência populacional: aumentando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndio, assentamentos rurais, expansão urbana, competição com espécies exóticas (*Leontopithecus chrysomelas* e *Callithrix jacchus*), potencial hibridação com *Leontopithecus chrysomelas*, aumento da matriz rodoviária, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*. Expansão urbana principalmente pelo aumento da extração de petróleo.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice I da CITES e faz parte do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central - PAN MAMAC^{980,683a}.

A atenção nacional e internacional para a situação da espécie surgiu dos esforços de pesquisa e conservação do biólogo Ademar Coimbra-Filho, há 40 anos. A este, juntaram-se pesquisadores do National Zoological Park do Smithsonian Institution e da Universidade de Maryland, que implementaram ao longo dos anos o Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado. Um dos resultados iniciais foi a criação da REBIO de Poço das Antas, primeira unidade de conservação desta categoria do Brasil, e



provavelmente a semente para o que hoje é o SNUC (Sistema Nacional de unidades de conservação). Outro resultado foi a institucionalização do Programa de Conservação com a criação da Associação Mico-Leão-Dourado, a qual vem coordenando e executando o Programa nos últimos 22 anos. Algumas parcerias com universidades brasileiras (Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG e Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ) foram estreitadas, gerando novas pesquisas e ações de conservação por estudantes e professores brasileiros. O principal sucesso de todos esses anos de esforços em conservação tem sido o resgate de uma espécie que esteve à beira da extinção e que, graças ao Programa de Conservação, mudou de categoria de ameaça, passando de criticamente ameaçada para em perigo de extinção¹⁹⁷⁶.

Necessárias

Manejo de metapopulação e reflorestamento são ações-chave consideradas para a conservação desta espécie na natureza^{1073,1084}.

Presença em unidades de conservação

Rio de Janeiro: Parque Natural Municipal Taquara, APA Petrópolis^{320,1987}, REBIO União^{320,1075,1131,1132,1803,2001,2002}, REBIO Poço das Antas^{320,897,1080,1583,1974,1987}, APA Bacia do Rio São João/Mico-leão-dourado (oficina de avaliação), APA Estadual de Mangaratiba (oficina de avaliação), APA Estadual de Massambaba (oficina de avaliação), PE da Costa do Sol (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Arco-Íris (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Bom Retiro (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Cachoeirinha (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Córrego da Luz (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Limeira (oficina de avaliação), RPPN Florestal Alta (oficina de avaliação), RPPN Gaviões (oficina de avaliação), RPPN Granja Redenção (oficina de avaliação), RPPN Mato Grosso (oficina de avaliação), RPPN Morro Grande (oficina de avaliação), RPPN Pedra Amarilis (oficina de avaliação), RPPN Querência (oficina de avaliação), RPPN Sítio Santa Fé (oficina de avaliação), RPPN União (oficina de avaliação).

Pesquisas

Durante o último PHVA, os MLD foram divididos em seis populações provavelmente viáveis e 12 populações isoladas e pequenas. Nenhuma dessas populações é viável se manejada individualmente, pois populações pequenas e isoladas são vulneráveis à extinção por múltiplas razões. As seis populações principais (Poço das Antas, União, Rio Vermelho, Imbaú, Serra dos Gaviões e Aldeia Velha) não são viáveis se suas paisagens (micro-paisagens) não forem consolidadas em florestas protegidas e funcionalmente conectadas. Para que a meta de 2025 (representar uma população viável em longo prazo) seja alcançada, será necessário criar uma estrutura de metapopulação. Isso requer o manejo integrado das unidades de conservação, incluindo as RPPN, e das florestas particulares¹⁹⁷⁶.



Mico rondoni Ferrari, Sena, Schneider & Silva Jr., 2010

Mariluce Rezende Messias & Mônica Mafra Valença-Montenegro

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: mico-de-rondônia,
sagui-branco, macaquinho-branco



Foto: Daniel Mota

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2ce+4ce

Justificativa

Mico rondoni é uma espécie rara e endêmica que ocorre no estado de Rondônia. As principais ameaças estão relacionadas à perda e fragmentação de *habitat*, agricultura, pecuária, expansão urbana, assentamentos rurais, aumento das matrizes rodoviária e energética, além da aparente dominância do *Saguinus weddelli weddelli*, que está invadindo sua área de distribuição e é potencial competidor por recursos, principalmente em áreas impactadas e fragmentos florestais. Sua densidade e abundância aparentemente são extremamente baixas, sendo obtida uma taxa de avistamentos de apenas 0,69 ind/10 km em relevante esforço amostral dispendido na FLONA do Jamari, 1.403,6 km de transecção linear. Infere-se que esses fatores levaram a um declínio populacional de pelo menos 30% em três gerações e que este declínio deve continuar existindo. Sendo assim, *M. rondoni* foi categorizado como Vulnerável (VU), sob os critérios A2ce+4ce.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ^{1/596}	VU A2c

Outros nomes aplicados ao táxon

*Mico cf. emiliae*²⁴⁰¹.

Notas taxonômicas

Este táxon foi inicialmente descrito como uma população isolada de *Mico emiliae*, sendo uma forma um pouco mais escura, referida como *Mico cf. emiliae*²⁴⁰¹. Nagamachi *et al.*^{1508–1510} analisaram o cariótipo do táxon, e Sena *et al.*²⁰⁸⁰ realizaram uma análise filogenética por meio de sequência gênica mitocondrial do citocromo oxidase II. Ambos os estudos confirmaram tratar-se de uma nova espécie. Esta forma foi então descrita como *Mico rondoni*⁴¹³. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.



Distribuição geográfica

Mico rondoni é endêmico ao Brasil, e está presente apenas no estado de Rondônia, onde é residente e nativo⁷²⁵. Sua distribuição é delimitada a oeste pelo rio Mamoré, ao norte pelo rio Madeira, a leste pelo rio Ji-Paraná, e ao sul pela Serra dos Pacaás Novos⁷²⁵, onde pode ser parapátrica com *M. melanurus*, que é tipicamente encontrado em vegetação de savana, ao invés de ecossistemas de florestas tropicais, que predominam no sul de Rondônia. *M. rondoni* é simpátrico com *Saguinus weddelli weddelli* ao longo de toda a sua distribuição, porém parece estar ausente em algumas áreas, incluindo várias com presença de *S. w. weddelli*⁷²⁵. Ferrari *et al.*⁷²¹ não encontraram qualquer evidência da ocorrência de saguis durante os levantamentos no PE Guajará-Mirim, no centro-oeste de Rondônia. Embora G.R. Monção em 2006 tenha registrado esta espécie em Pimenta Bueno, no alto rio Jiparaná¹⁸⁰³, Ferrari *et al.*⁷¹⁸ e Bacelar¹¹² não encontraram nenhuma espécie de sagui nesta mesma área.

É preciso uma maior amostragem no PARNA Serra dos Pacaás Novos e TI Pacaás Novos, estão sobrepostos, devido à grande extensão dos mesmos, a nenhum levantamento sistemático realizado nas duas áreas, e pelo fato de *M. rondoni* não ser um táxon críptico.

A extensão de ocorrência da espécie é de 70.576,54 km² e infere-se, a partir do somatório das áreas de UC, que sua área de ocupação atual seja de 17.549 km². Porém, há projeção de redução futura de sua área de distribuição em função da grande pressão de desmatamento, fragmentação e urbanização de toda a região norte do estado de Rondônia.



História natural

Mico rondoni habita Floresta ombrófila densa de baixada¹⁸⁰³ e floresta ombrófila aberta¹⁴⁰⁶. Não é restrito a *habitat* primários, já foi observado em área altamente antropizada perto de Porto Velho: BR-364, no Campus da UNIR. Sendo assim, apresenta tolerância a modificações/perturbações do ambiente.

Em 72,4% dos avistamentos registrados na FLONA do Jamari durante 1.403,6 km de transecção linear (n = 29 avistamentos), *Mico rondoni* estava forrageando em bando misto, geralmente com *Saguinus weddelli weddelli* (65,5%, n = 19). Também foram registradas associações com *Pithecia irrorata* em área preservada (registro único) e com *Sapajus apella* em área sob impacto de atividades de exploração



seletiva de madeira (também registro único) (M. Messias, dados não publicados).

A área de vida do táxon, seguindo o que se conhece para calitriquídeos, é estimada em 10 a 40 ha¹⁸⁰³.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	330,2 g. (n = 17) ⁷²⁵ .
Macho	
Comprimento adulto (mm)	
Fêmea	220,6 mm.(n = 15) ⁷²⁵ .
Macho	
Sistema de acasalamento	
Poligâmico, poliândrico ⁷²⁸ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo de gestação	
5 meses e meio (para o gênero) ⁷²⁸ .	
Tamanho da prole	
Gêmeos bivitelinos é a prole modal, eventos de nascimento de um filhote são raros (para o gênero) ⁷²⁸ .	
Longevidade	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo geracional	
6 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: 2n = 44 segundo Barros ¹⁴⁰ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Meireles <i>et al.</i> ¹³⁵³ identificaram polimorfismos distintos entre as duas margens do rio Jamari, indicando que este, recentemente, atuou como barreira geográfica para as populações locais de <i>M. rondoni</i> . De acordo com Sena <i>et al.</i> ²⁰⁸⁰ , <i>Mico emiliae</i> forma um clado monofilético com <i>M. argentatus</i> , e <i>M. melanurus</i> forma um clado com <i>M. saterei</i> , <i>M. humeralifer</i> e <i>M. mauesi</i> . <i>Mico rondoni</i> estaria, ainda que fracamente, mais próximo deste segundo clado.	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Mico rondoni deve apresentar tamanho médio de grupo entre 4 e 15 indivíduos, como as demais espécies da família Callitrichidae¹⁵⁹⁶. Na FLONA do Jamari, o tamanho médio de grupo foi de 3,34 indivíduos (n = 29), mas este valor provavelmente está subestimado, visto que 14 destes registros ocorreram em áreas impactadas por exploração florestal ou mineral, sendo de 3,8 indivíduos o tamanho médio de grupo observado em área preservada sem impactos antrópicos (M. Messias, dados não publicados).

As informações sobre abundância populacional são: 0,88 grupos/10 km - Mata ciliar margem direita do alto rio Madeira (AID e AII das UHEs Santo Antônio e Jirau); 0,05 grupos/10 km - cachoeira de Jirau



e 0,04 - Abunã¹⁴¹⁰; 0,8 ind/10 km - FLONA do Jamari¹⁴⁰⁶ e 0,69 ind/10 km ou 0,2 grupos/10 km em 1.403,6 km de transecção (n = 29), variando de apenas 0,296 ind/10 km e 0,088 grupos/10 km em área em estágio intermediário de recomposição florestal previamente impactada por mineração (n = 3), até 1,097 ind/10 km e 0,289 grupos/10 km em área intacta, considerada como controle (n = 15) (M. Messias, dados não publicados); 0,1 ind/10 km – Nova Mamoré; 0,4 ind/10 km – Machadinho do Oeste e 0,2 ind/10 km – RESEX Ouro Preto II⁴¹³.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, aumento da matriz energética, aumento da matriz rodoviária, desconexão e redução de *habitat*. Outra ameaça é a potencial competição com *Saguinus weddelli weddelli*, que está dominando sua área de distribuição e aparentemente tem maior capacidade para se adaptar em áreas impactadas e matas secundárias que *Mico rondoni* (M. Messias, dados não publicados).

Ações de conservação

Mico rondoni é uma das espécies alvo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Rondônia: ESEC Estadual Samuel^{1235,1300,1978}, PARNA Pacaás Novos, FLONA Jamari¹⁴⁰⁶, RESEX Rio Ouro Preto^{725,1407}, PE Guajará-Mirim¹³.

Saguinus bicolor (Spix, 1823)

Marcelo Derzi Vidal, Marcelo Gordo & Fábio Röhe

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: sauim-de-coleira, sauim-de-manauas, sagui-de-duas-cores, sagui-de-cara-nua



Foto: Robson Czaban

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) A4ace

Justificativa

Saguinus bicolor possui distribuição restrita, compreendida entre os rios Cuieras e Urubu, no estado do Amazonas. Devido ao efeito do desmatamento, competição com *Saguinus midas* e expansão urbana, tendo uma perda mínima de *habitat* de 80%, estima-se uma redução de pelo menos 80% da população



em três gerações desde 1997. Portanto, sendo categorizada como Criticamente em Perigo (CR) sob o critério A4ace.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{850,1450}	CR A2acde
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁴³⁷	EN A2c

Outros nomes aplicados ao táxon

Saguinus bicolor bicolor Spix, 1923.

Notas taxonômicas

Hershkovitz⁹¹⁹ listou três subespécies de *S. bicolor*: *S. b. bicolor*, *S. b. ochraceus* e *S. b. martinsi*. Groves^{878,879} e Rylands *et al.*^{1981,1993} reconheceram as formas *ochraceus* e *martinsi* como subespécies de *S. martinsi*, elencando a forma *bicolor* como espécie plena e monotípica. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Saguinus bicolor é endêmico ao Brasil, ocorrendo no estado do Amazonas, onde é residente e nativo^{1437,1930}.

O sauíim-de-coleira apresenta distribuição geográfica restrita a parte dos municípios de Manaus, Rio Preto da Eva e Itacoatiara, cobrindo cerca de 7.500 km^{984,1930}. Atualmente, acredita-se que o limite de sua distribuição na direção leste seja a margem direita do rio Urubu¹⁹³⁰; a oeste, está presente até as margens esquerdas dos rios Negro e Cuieiras^{850,1930}; ao sul, seu limite de distribuição são os rios Negro e Amazonas^{850,1930}; e, ao norte, assume-se como limite uma linha no sentido leste-oeste, passando pelas campinaranas na margem esquerda do rio Cuieiras, pelo km 35 da BR-174 e pelos ramais Novo Milênio e ZF7, no município de Rio Preto da Eva^{850,1930}.





É preciso uma maior amostragem e pesquisa na margem direita do rio Cuieiras, sobretudo na área de entroncamento com o rio Branquinho, já que, por meio de entrevistas a comunitários, M. Vidal obteve relatos da ocorrência da espécie na região, embora F. Rohe (dados não publicados) tenha encontrado apenas *S. midas*. Também é importante intensificar as amostragens na margem esquerda do rio Urubu, bem como faltam informações sobre densidades populacionais em importantes áreas como RDS Puranga Conquista e Centro de Instrução de Guerra na Selva (CIGS).

O limite histórico da distribuição geográfica da espécie foi reduzido, já que, originalmente, o limite leste era a cidade de Itacoatiara, situada na margem esquerda do rio Uatumã^{104,105,657,919} e o limite norte estendia-se por aproximadamente 50 km do rio Amazonas, coincidindo, aproximadamente, com o limite sul de distribuição do sauí-de-mãos-douradas, *Saguinus midas*⁹⁸⁴. Existe a hipótese de haver competição entre *S. bicolor* e *S. midas* ao longo dos extremos norte, nordeste e leste da distribuição geográfica, em que *S. midas* estaria ampliando sua distribuição, excluindo *S. bicolor*¹⁹³⁰. A extensão de ocorrência foi estimada em 7.500 km² para a espécie^{984,1930,2222}, entretanto, sua área de ocupação é menor, mas a área exata é desconhecida.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Entre 2 e 3 anos ⁸⁵¹ .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	Entre 450 e 600 gramas ⁸⁵¹ .
Macho	428 (n = 4) ²¹⁶⁷ , entre 440 e 600 gramas ⁸⁵¹ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 208 a 283 mm, cauda: 335 a 420 mm ⁸⁶³ .
Macho	
Sistema de acasalamento	
Monogâmico ⁸⁵¹ .	
Razão sexual	
0,67 machos para cada fêmea, n = 26 grupos ⁸⁵¹ .	
Intervalo entre nascimentos	
6 a 6,5 meses ^{658,919} . Entre 6 e 10,6 meses ⁸⁵¹ .	
Tempo de gestação	
5,3 meses ¹²²³ .	
Tamanho da prole	
Nos grupos de <i>S. bicolor</i> a fêmea reprodutiva e dominante pode dar à luz um ou dois filhotes (gêmeos), até duas vezes por ano ⁸⁵¹ , média de 1,7 (SD = ± 0,42). No entanto, há registros de nascimentos com três filhotes em cativeiro ¹¹⁸ .	
Longevidade	
20 anos em cativeiro ¹¹⁸ , 10-12 anos na natureza ⁸⁵¹ .	
Taxa de crescimento anual da população	
Por meio de análises de viabilidade populacional, a taxa de crescimento determinístico (rdet) foi estimada entre 4,5% e 6% e a taxa de crescimento estocástico (rstoch) foi estimada entre 0,78% e 0,9% ⁸⁵¹ .	
Tempo geracional	
6 anos ¹⁰⁰¹ .	



Características genéticas

Cariótipo: $2n = 46$ cromossomos¹⁷⁰⁰.

Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): A maioria dos trabalhos que analisou as relações filogenéticas no gênero *Saguinus*, considerando dados moleculares, coloca *S. bicolor* como espécie irmã dos outros saúns de cara-nua, *S. m. martinsi* e *S. m. ochraceus*, sendo que *S. midas* e *S. niger* formam o grupo irmão dos saúns de cara-nua^{78,540}.

População

O tamanho da população total remanescente é estimado em 46.500 indivíduos, a partir da extrapolação de dados oriundos da Reserva Florestal Adolfo Ducke⁸⁵¹. O número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 20.000.

Os saúns formam grupos entre dois e 13 indivíduos, sendo mais comuns grupos entre quatro e sete^{851,2222,2376,2377}.

De acordo com as estimativas feitas por Röhe¹⁹³⁰ e Röhe *et al.*¹⁹²⁹, a espécie vem sofrendo uma perda de *habitat* anual de quase 250 km², tendo sido calculada uma perda por desmatamento de 200 km², agravada pela perda para *S. midas* estimada em 44 km². Infere-se, portanto, que no intervalo de três gerações ou 18 anos ocorra uma redução de 4.392 km² (= 244 km² x 18 anos). A extensão de ocorrência foi estimada em 7.500 km² para a espécie^{984,1930,2222}, entretanto, acredita-se que esta perda de *habitat* estimada tenha maior relação com a perda na área de ocupação, que certamente é menor que 7.500 km², e na qualidade do *habitat* e, por isto, suspeita-se que a espécie venha sofrendo uma redução populacional de pelo menos 80%, considerando-se a redução de *habitat* estimada aliada às outras ameaças identificadas para a espécie.

Densidades populacionais foram estimadas para as seguintes áreas: Fragmento florestal Souza Arnold - 57,14 ind/km² ou 9,52 grupos/km²; Fragmento florestal João Bosco - 62,5 ind/km² ou 7,81 grupos/km² e Centro de Instrução de Guerra na Selva - 1,85 ind/km² ou 0,37 grupos/km², cerca de 426 grupos ou 2.100 indivíduos²²²²; Reserva Florestal Adolfo Ducke - 5,6 ind/km² ou 1,00 grupo/km², cerca de 100 grupos ou 560 indivíduos¹⁹¹⁷. De acordo com Gordo⁸⁵¹, a densidade de indivíduos diminui quanto maior for o fragmento florestal, estimando para a Reserva Florestal Adolfo Ducke (100 km²) 120 grupos e 620 indivíduos (1,2 gr/km² e 6,2 ind/km²) e no outro extremo o fragmento florestal Renato Souza Pinto (0,0309 km²) com um grupo e cinco indivíduos (32 gr/km² e 162 ind/km²).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndios, assentamentos rurais, expansão urbana, predação por espécie doméstica (cães), desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, poluição de ambientes e apanha. Fatores de impacto associados à rede viária, tais como atropelamentos e eletrocussão na rede de energia urbana^{849,850,851}. Além disto, há perda de área de ocupação por expansão de *Saguinus midas*¹⁹³⁰.

Ações de conservação

Existentes

Em 1998, foi estabelecido pelo IBAMA o Grupo de Trabalho (GT) para Conservação e Manejo do *Saguinus bicolor*, formado por diversas instituições e especialistas, com objetivo de traçar estratégias para pesquisa, manejo, e proteção do sauí-de-coleira, visando estabelecer uma população geneticamente sustentável (Portaria nº 1.588/1998). Como parte das atividades desse GT, foi estabelecido um programa de reprodução em cativeiro, cujo mais recente *Studbook*¹¹⁸ indica que a população cativa em instituições credenciadas era de 172 animais, sendo 74 machos adultos, 71 fêmeas adultas e 27 filhotes com sexo ainda desconhecido. Tal população é originária principalmente de duas colônias estabelecidas na década de 1980, uma no Centro de Primatologia do Rio de Janeiro (CPRJ-FEEMA) e a outra na Universidade de Bielefeld, Alemanha. Em 2004, esse GT foi transformado no Comitê Internacional para



a Conservação e Manejo do Sauim-de-Coleira pela Portaria nº 04-N/2004. Com a revisão dos Comitês voltados à conservação de primatas em 2005, o sauim-de-coleira passou a ser abordado por um grupo com escopo mais amplo, o Comitê Internacional para Conservação e Manejo dos Primatas Amazônicos, instituído pela Portaria nº 82/2005. Já dentro do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção estabelecido pelo ICMBio, em 2011 foi elaborado o Plano de Ação Nacional para a Conservação do *Saguinus bicolor* – PAN Sauim-de-coleira^{984,985}. Nesse PAN foram elencadas 38 ações para atingir sete metas, que visam alcançar o objetivo estabelecido de garantir pelo menos oito populações viáveis de *Saguinus bicolor*, reduzindo sua taxa de declínio populacional e assegurando áreas protegidas para a espécie, em cinco anos. Com base em análises de viabilidade populacional realizadas especialmente para embasar este PAN (Ivan B. Campos e colaboradores, em prep.), estão sendo consideradas populações viáveis aquelas com pelo menos 500 indivíduos ocupando áreas de ao menos 10.000 ha. A implementação desse PAN é acompanhada por um Grupo de Assessoramento Técnico composto por 13 profissionais, vinculados a instituições como ICMBio, IBAMA, INPA, UFAM, Ministério Público Federal, Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Sustentabilidade de Manaus e Sociedade de Zoológicos do Brasil⁹⁹⁰.

Desde 2002 o Projeto Sauim-de-Coleira, desenvolvido pela UFAM, vem levantando e mapeando populações de *S. bicolor* em diferentes regiões de sua distribuição geográfica, realizando ações de manejo de animais e da vegetação (através do enriquecimento de áreas degradadas com espécies arbóreas nativas), e, eventualmente, realizando resgate de animais em situação de risco ou provenientes de cativeiro. Em 2010, o IPÊ iniciou uma parceria com a Secretaria Municipal de Educação, inserindo atividades de educação ambiental com foco no sauim-de-coleira no calendário escolar das escolas da RDS do Tupé, realizando atividades em sala de aula e em trilhas interpretativas com alunos entre a 5ª e 9ª séries do ensino fundamental. Em 2011, o ICMBio/CPB, o CEPAM/ICMBio, a WCS e a UFAM, iniciaram ações em parceria com objetivo de ampliar o conhecimento sobre a ocorrência, distribuição geográfica e status de conservação de *S. bicolor*. Estas ações fazem parte do projeto Primatas Amazônicos: pesquisa e manejo para conservação de espécies ameaçadas. Em 2012, o CEPAM/ICMBio, em parceria com a UFAM, o INPA, e o ICMBio/CPB, iniciou o projeto Pesquisa e fiscalização para a conservação de uma espécie ameaçada – contribuições ao Plano de Ação Nacional (PAN) do Sauim-de-Coleira, que visa promover o fortalecimento de planos de manejo de UC, a identificação de atividades inadequadas a conservação, e o incremento de ações de fiscalização em áreas com ocorrência de *S. bicolor*. A ONG Sapeca vem desenvolvendo estudos sobre conectividade e situação fundiária ao longo da distribuição geográfica da espécie, visando subsidiar a implementação das estratégias traçadas no PAN Sauim-de-coleira.

Necessárias

A criação de unidades de conservação de Proteção Integral com grandes áreas é imprescindível. Também são importantes outras medidas de conservação, como criação de corredores e recuperação de áreas degradadas com plantas nativas, educação ambiental, bem como manejo, translocações, reintroduções e enriquecimentos, e monitoramento de populações, grupos e indivíduos”.

Presença em unidades de conservação

Amazonas: REVIS Sauim-Castanheiras^{659,984,1978}, APA Reserva Florestal Adolfo Ducke^{659,851,984,1917,1981,2376}, RPPN Nazaré das Lajes e Lajes²³⁴⁴, PM do Mindu, PM Nascentes do Mindu, PE Sumaúma, RDS Puranga Conquista, APA Tarumã - Ponta Negra, APA Margem Esquerda do Rio Negro – Setor Tarumã Açú/Tarumã Mirim, APA Margem Esquerda do Rio Negro – Setor Aturiá –Apauzinho, RPPN Reserva Honda, RPPN Nazaré das Lajes, RPPN Reserva dos Buritis, RPPN Águas do Gigante, RPPN Sócrates Bomfim, RDS do Tupé, RPPN Norikatsu Myamoto, RPPN Sítio Bons Amigos, RPPN Bela Vista, RPPN Laço de Amor, PE Rio Negro Setor Sul (oficina de avaliação).

Também ocorre em outras áreas protegidas, como Reserva Florestal Walter Alberto Egler^{659,984}, Campus da Universidade Federal do Amazonas^{851,984}, Centro de Instrução de Guerra na Selva (CIGS),



Parque Florestal Clube do Trabalhador – SESI.

Pesquisas

Necessárias

Segundo Gordo^{850,851}, ainda são necessárias mais pesquisas de longo prazo sobre ecologia, genética e comportamento na natureza, incluindo interações com outras espécies, principalmente *S. midas*. O Projeto Sauim-de-Coleira, coordenado por esse pesquisador, permanece como a principal iniciativa para desenvolvimento de pesquisas sobre a espécie.

Saguinus niger (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)

Ana Cristina Mendes-Oliveira, André Luis Ravetta, Andréa Siqueira Carvalho, Leandro Jerusalinsky & Marcos de Souza Fialho.

Ordem: Primates

Família: Callitrichidae

Nomes comuns: sagui, sagui-una, guaribinha

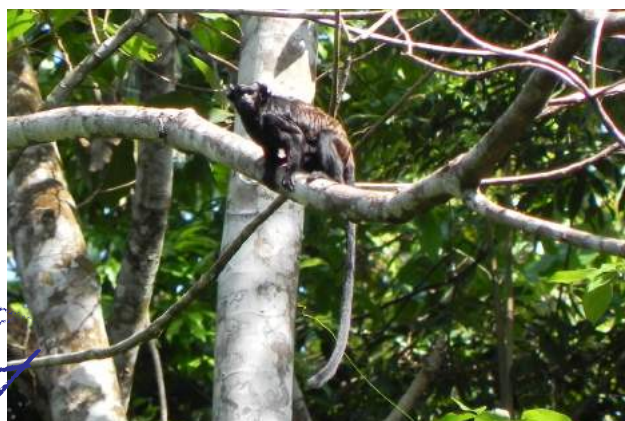


Foto: Leandro Jerusalinsky

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4c

Justificativa

Saguinus niger é um táxon endêmico ao bioma Amazônia. Apesar de ser comum em sua área de ocorrência e apresentar relativa tolerância a áreas degradadas, sua distribuição é restrita ao extremo nordeste da Amazônia, estando limitada ao sul do rio Amazonas. Sua área de ocorrência coincide com uma das regiões de colonização mais antigas da Amazônia, onde a degradação ambiental e a retirada de cobertura vegetal estão bastante avançadas. Considerando a intensa perda de *habitat*, foi inferida uma redução populacional de pelo menos 30% ao longo de três gerações ou 18 anos. Novos estudos podem separar o táxon em duas espécies, sendo que a população que ocorre a leste do rio Tocantins provavelmente apresenta maior ameaça. Assim, *Saguinus niger* foi categorizado como Vulnerável (VU) pelo critério A4c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁹⁹⁰	VU A2c



Outros nomes aplicados ao táxon

*Saguinus midas niger*⁹¹⁹.

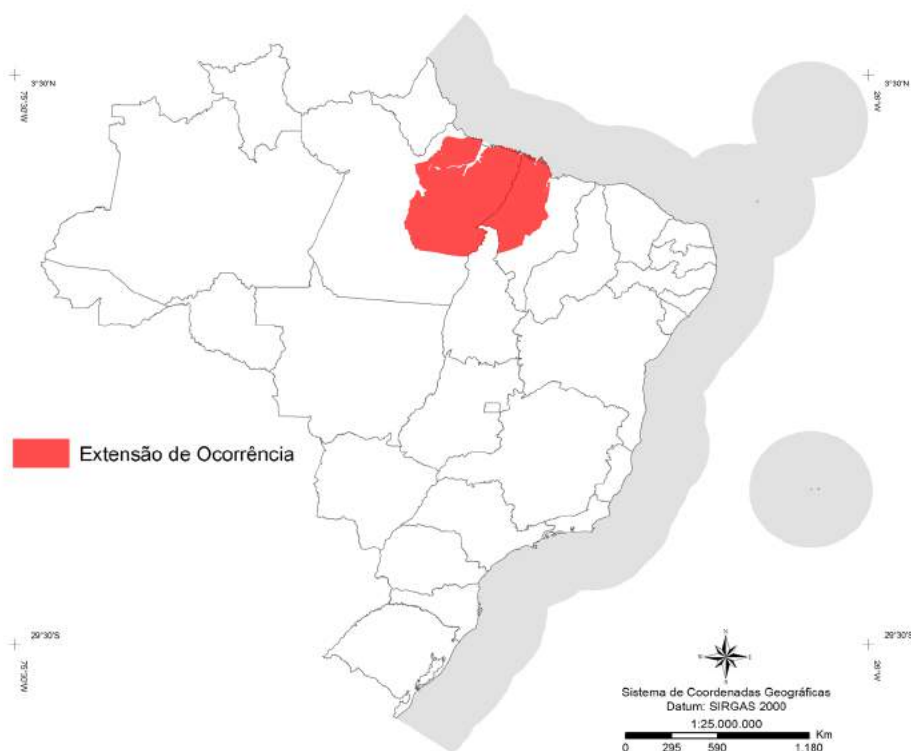
Notas taxonômicas

HersHKovitz⁹¹⁹ e Eisenberg⁶⁶⁵ reconheceram *S. niger* como uma subespécie de *Saguinus midas*. Atualmente, *Saguinus niger* é considerada como uma espécie distinta de *Saguinus midas*^{878,879,1990,1993}. Tagliaro *et al.*²²⁴³ e Vallinoto *et al.*²³⁴⁰ indicaram que o rio Tocantins pode representar uma barreira geográfica para o fluxo gênico de *S. niger*. Assim, a forma descrita como *Mystax ursulus umbratus* Thomas, 1922 (de Cametá, rio Tocantins, Pará), reconhecido por Groves^{878,879} como sinônimo júnior de *S. niger*, e por HersHKovitz⁹¹⁹ como sinônimo júnior de *S. midas niger*, pode, neste caso, ser considerada como uma raça geográfica distinta ou espécie¹⁹⁹⁰.

Distribuição geográfica

Saguinus niger é endêmico da Amazônia brasileira, ocorrendo nos estados do Maranhão e Pará, onde é residente e nativo^{1981,1990}. Sua área de ocorrência coincide com uma das áreas de colonização mais antiga da Amazônia, onde as pressões antrópicas já provocaram altas taxas de desmatamento e as florestas remanescentes ainda estão sobre forte ameaça. A espécie está presente ao sul do rio Amazonas, a leste do rio Xingu e rio Fresco, em direção ao baixo Araguaia, estendendo-se ao sul até a região de Santana do Araguaia^{919,1515,1981}. A distribuição se estende até o leste do rio Mearim, com subpopulações no interflúvio do Mearim-Itapicuru, no estado do Maranhão, mas o limite leste exato ainda não é conhecido^{720,723}. A localidade mais ao sul onde a espécie foi registrada é Gradaús, no rio Fresco⁹¹⁹. *S. niger* também ocorre na Ilha de Marajó, no estuário do rio Amazonas⁷²³.

A estimativa de extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km², mas as áreas de ocupação não são totalmente conhecidas.





História natural

Saguinus niger ocorre em floresta Amazônica de baixada, floresta sazonalmente inundada^{723,2169} e florestas de terra firme^{1395,1396}. O táxon não é restrito a *habitat* primários, ocorrendo em fragmentos florestais, também na borda, floresta secundária e remanescentes florestais urbanos com certo grau de perturbação^{723,1397,2169}, em áreas com exploração seletiva de madeira, ou mesmo florestas bastante degradadas^{1395,1396}. Também pode ocorrer em áreas perturbadas pela extração mineral³⁸⁴.

Duas estimativas de área de vida para o táxon encontraram os valores de 35 ha²³⁶⁶ e 15,6 ha¹³⁹⁶.

Em estudo realizado com a espécie em Paragominas (PA), Mendes-Oliveira & Ferrari¹³⁹⁶ encontraram que a dieta do grupo observado estava constituída por 87,5% de ingestão de frutos, 9,4% de invertebrados e 3,1% de exudado de *Parkia pendula*. Das espécies vegetais consumidas, 18 tiveram suas sementes ingeridas pelos *S. niger*. Com isso, os autores confirmam o potencial de *S. niger* como dispersores de sementes e mencionam a participação desta espécie na regeneração e manutenção dos remanescentes florestais, por meio de medidas dos fluxos de sementes entre *habitat* primários e degradados^{1395,1396}.

História de vida

Atualmente, não há todos os dados de história de vida para *S. niger*, sendo assim foram consideradas as informações disponíveis para táxons filogeneticamente próximos.

Maturidade sexual	
Fêmea	1,5 anos (para o gênero) ⁶⁶³ .
Macho	2 anos (para o gênero) ⁶⁶³ .
Peso adulto	
Fêmea	468 g (lactante) e 543 g (grávida) ¹³⁹⁷ .
Macho	476 g e 472,7 gramas ¹³⁹⁷ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 228, cauda: 378 mm ⁹¹⁹ .
Macho	Cabeça-corpo: 235, cauda: 376 mm ⁹¹⁹ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ²²⁶⁹ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
7,4 a 8,4 meses (para o <i>S. fuscicollis</i>) ²¹⁶⁹ .	
Tempo de gestação	
5 meses para <i>S. fuscicollis</i> ^{663,664,1223} .	
Tamanho da prole	
Normalmente gêmeos ²¹⁶⁹ .	
Longevidade	
20 a 25 (para indivíduos em cativeiro; para o gênero) ¹⁵⁵⁵ .	
Tempo geracional	
6 anos ¹⁰⁰¹ .	



Características genéticas

Cariótipo: Nagamachi & Pieczarka¹⁵¹¹ realizaram estudos cariotípicos com 18 espécimes oriundos de ambas as margens do rio Tocantins, tendo sido encontrado um número diploide com 46 cromossomos, sendo estes similares aos de outros previamente descritos para o gênero. Estes resultados corroboram o descrito para a espécie por Schmid & Glaser²⁰⁵¹. Em análise comparativa com *Callithrix jacchus*, Nagamachi & Pieczarka¹⁵¹¹ concluíram que a quantidade de heterocromatina constitutiva é maior em *S. niger* do que naquela espécie. Complementarmente, esses autores concluíram que o cariótipo de *S. niger* difere do de *C. jacchus* por uma translocação recíproca e por inversões paracêntricas em cinco pares de cromossomos, além do posicionamento da região organizadora nuclear (NOR) diferir entre essas espécies devido a inversões pericêntricas¹⁵¹¹.

Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Filogenias moleculares baseadas tanto em análises de DNA mitocondrial^{78,2243} quanto de DNA nuclear⁵⁵⁶ indicaram que, dentre os táxons analisados, *Saguinus midas* seja o mais próximo a *S. niger*, e que estes agrupem com *Saguinus bicolor*/*Saguinus martinsi*. Estes estudos também coincidem em que estes dois grupos irmãos, por sua vez, estão mais próximos das demais espécies de maior porte do gênero (p.ex. *Saguinus mystax* e *Saguinus oedipus*) do que das espécies de menor porte (p.ex. grupo de *Saguinus fuscicollis*). Do ponto de vista filogeográfico, Tagliaro *et al.*²²⁴³ e Vallinoto *et al.*²³⁴⁰ indicaram que o rio Tocantins parece representar uma barreira geográfica para o fluxo gênico entre populações de *S. niger*, podendo, inclusive, existir dois táxons distintos.

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Segundo informações do gênero, podem formar grupos de 4 a 15 indivíduos^{1981,1990}, porém são mais frequentes em grupos menores, com 2 a 10 indivíduos^{1396,1397}. Mendes-Oliveira¹⁴, estudando um grupo de *S. niger* com 7 indivíduos na região de Paragominas, Pará, registrou a ocorrência de pelo menos mais 3 grupos da espécie na mesma área, ocupando um remanescente florestal de cerca de 210 ha. A extensão de ocorrência de *S. niger* está completamente situada na região denominada como arco do desmatamento, o que vem gerando um intenso impacto sobre a espécie, refletido principalmente em perda e fragmentação de *habitat*³⁰. Isto em conjunto com os efeitos das demais ameaças identificadas para a espécie, como caça e apanha, justificam a suspeita de que *Saguinus niger* venha sofrendo um declínio populacional continuado de pelo menos 30% nos últimos 30 anos.

As informações sobre densidade populacional são: 10,4 ind/km² - Tailândia (PA) (região onde o táxon é intensamente caçado); 23,3 ind/km² - Rio Capim, PA; 19,0 ind/km² - Irituia, PA; 12,7 ind/km² - REBIO Gurupi (MA)⁷²³ e 9 ind/km² - remanescente florestal em Paragominas (PA) (área degradada e com alta pressão de caça)¹³⁹⁷.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão de *habitat*, urbanização, redução de *habitat*, poluição de ambientes, caça e apanha. Segundo análises de dados fornecidos pelo INPE (Programa PRODES 2015) as taxas de desmatamento da Floresta Amazônica acumuladas para o estado do Pará e do Maranhão de 1988 a 2014 somam cerca de 80.000 km² e a área de maior concentração deste desmatamento é no Centro de Endemismo Belém^{30,2107} que compreende o nordeste do estado do Pará e noroeste do Maranhão, exatamente onde se concentra a distribuição geográfica de *S. niger*. Segundo Almeida & Vieira²⁵, até o ano de 2004 havia sido desmatada cerca de 76% desta região do Centro de Endemismo Belém. O desmatamento e a perda de *habitat* têm sido uma ameaça bastante expressiva para esta espécie, tendo como consequência a redução populacional.



Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Pará: REBIO Tapirapé^{1978,1981}, FLONA Caxiuanã²³⁶⁵, APA Lago Tucuruí^{2008,2341}, FLONA Tapirapé-Aquiri²³⁵¹, FLONA Carajás³⁸⁴, PE do Utinga (oficina de avaliação);

Maranhão: REBIO Gurupi^{1978,1981}.

Pesquisas

Mendes-Oliveira & Ferrari^{1395,1396} desenvolveram estudo de nove meses da ecologia e comportamento de um grupo de *S. niger* em área de floresta no nordeste do Pará. Veracini^{2365,2366} desenvolveu estudo na FLONA de Caxiuanã também com ecologia alimentar da espécie. Entretanto, a espécie ainda segue com poucas informações, baseadas em escassos estudos, que dificultam a definição de padrões para a espécie, e, portanto, o estabelecimento de estratégias para sua conservação.

Cebus kaapori Queiroz, 1992

Marcos de Souza Fialho, Emanuella Felix Moura, André Luis Ravetta, Plautino de Oliveira Laroque & Helder Lima de Queiroz

Ordem: Primates

Família: Cebidae

Nomes comuns: caiarara, caiarara ka'apor, macaco-cara-branca, piticó



Foto: Leandro Jerusalinsky

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) A2acd

Justificativa

Cebus kaapori ocorre no leste do Pará e Maranhão, região do arco do desmatamento, é extremamente raro, com registros de extinções locais devido à alta pressão de caça e alterações ambientais, sendo essas ameaças contínuas. Foi, portanto, estimada uma redução de pelo menos 80% da população original nos últimos 48 anos ou três gerações. A perda e a redução na qualidade do *habitat* em decorrência do acentuado desmatamento em toda extensão de ocorrência da espécie é a principal ameaça irreversível. Portanto, *C. kaapori* foi categorizada como Criticamente em Perigo (CR), seguindo o critério A2acd.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2120}	CR A2cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁸	Pará: CR
Avaliação global ¹⁰⁷⁰	CR A2cd

Outros nomes aplicados ao táxon

Cebus olivaceus Queiroz, 1992 ssp. *kaapori*.

Notas taxonômicas

Silva Júnior^{2122,2123} propôs que os macacos-prego com capuz (as formas robustas) e os sem capuz (as formas gráceis) (*sensu* Hershkovitz^{916,917}) são tão diferentes em sua morfologia que deveriam ser considerados subgêneros separados. Considerou o uso dos subgêneros *Cebus* Erxleben, 1777 para os caiararas, que não possuem capuz, e *Sapajus* Kerr, 1792 para os macacos-prego, formas robustas e que apresentam capuz. Resultados de estudos genéticos realizados posteriormente com as espécies de caiararas e macacos-prego por Alfaro *et al.*^{26,27} corroboraram a distinção entre estes dois grupos. *Cebus kaapori* havia sido registrado anteriormente no Maranhão por Vieira²³⁸³, mas foi identificado como *Cebus nigrivittatus* e negligenciado nas avaliações subsequentes sobre a distribuição das espécies do gênero²¹¹⁶. Em 1992, foi descrito como *Cebus kaapori*¹⁸¹¹, a partir do nome da nação indígena existente na região onde os tipos foram coletados. Estudos posteriores⁹⁰¹ consideraram que *Cebus kaapori* Queiroz, 1992 deveria ser considerado uma subespécie de *C. olivaceus*. Masterson¹³²², baseado em algumas medidas cranianas do parátipo, concluiu pela ocorrência de diferenças deste em relação a outros machos adultos do gênero *Cebus*. No entanto, ela foi reconhecida como espécie válida por Groves^{878,879} e por Silva Júnior^{2122,2123}. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Paglia *et al.*¹⁶⁴⁴ e por Rylands & Mittermeier¹⁹⁸⁸.

Distribuição geográfica

Cebus kaapori é endêmico ao Brasil, ocorrendo nos estados do Maranhão e Pará, onde é residente e nativo¹⁰⁷⁰. Sua localidade-tipo é o Garimpo Chega-Tudo, município de Carutapera, Maranhão¹⁸¹¹. As coordenadas publicadas originalmente para a localidade-tipo foram recentemente atualizadas e corrigidas para 02°20'S, 46°05'W pelo mesmo autor.

Silva Júnior & Queiroz²¹²⁰ indicaram que a distribuição geográfica de *C. kaapori* é a Amazônia oriental, ao sul do rio Amazonas, no leste do Pará e no oeste do Maranhão. O limite oeste foi fixado na margem direita do rio Tocantins, mas os limites norte, leste e sul permaneciam indeterminados. Não se sabia se a distribuição da espécie se estendia ao norte até a linha costeira. Por sua vez, o registro mais meridional era a fazenda Varig (04°39'S, 47°03'W), o mais oriental seria o município de Santa Luzia (03°58'S, 45°31'W), uma vez que o relato sobre a presença de *C. kaapori* próximo ao lago Açu (03°43'S, 44°58'W) não fora confirmado. A ocorrência da espécie na ilha do Marajó era considerada como provável (J. Silva-Júnior, com. pess., 2012). Recentemente a espécie foi apontada para esta localidade (A. Ravetta, dados não publicados).

A área conhecida de ocorrência da espécie está completamente fragmentada, dada a grande atividade antrópica na Amazônia oriental. A distribuição da espécie é uma das menores dentre os *Cebus* no Brasil, e parece coincidir plenamente com o chamado Centro de Endemismo Belém, o qual teve sua cobertura florestal já reduzida em 76%³⁰. Logo, há contundentes indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação à sua área de ocupação ou extensão histórica. Sua distribuição, largamente sobreposta à região do arco do desmatamento, sugere que a espécie tinha ocorrência mais ampla no passado.

Entre 2005 e 2010, o ICMBio/CPB realizou expedições percorrendo toda a área de potencial distribuição da espécie no Maranhão (Fialho *et al.*, dados não publicados), obtendo relatos de ocorrência desta para 21 localidades: Vila Conceição (1°44'34"S, 46°12'46"W), mata Bom Pastor (1°45'51"S,



46°00'00"W), margens do rio Maracaçumé (1°44'22"S, 45°51'57"W), Fazenda Pantarollo (1°52'06"S, 45°45'59"W), Projeto de Assentamento Rural Cacimbão (1°43'22"S, 45°38'58"W), Assentamento Rural, lote do Piauí (2°18'47"S, 46°17'29"W), Assentamento Rural, proximidades do lote do Roberto e quadra 35 (2°27'22"S, 46°04'42"), Área sob manejo florestal em assentamento rural (3°14'04"S, 46°17'38"W), Agropecuária Alto do Turiaçu LTDA, vulgo "mata dos Paulistas" (3°13'26"S, 46°15'44"W), Mata do Zal (4°03'24"S, 47°05'47"W), Fazenda Rio Dourado (4°15'52"S, 46°09'10"W), Fazenda Rio Buriti, antiga Fazenda Mapisa (4°24'54"S, 46°29'56"W), Rancho King (4°43'19"S, 47°29'48"W), Mata Santa Cruz (4°46'17"S, 47°46'42"W), Assentamento 50º Batalhão de Infantaria de Selva (BIS) (4°52'43"S, 47°41'04"W), Terras Indígenas Alto-Turiaçu (2°50'00"S, 46°17'00"W), Awá (3°20'00"S, 46°28'00"W), Caru (3°45'00"S, 46°19'00"W) e Araribóia (5°00'00"S, 46°30'00"W) e REBIO do Gurupi (3°50'00"S, 46°46'00"W), e em florestas contíguas a essa última. As maiores áreas, abrigando as maiores populações da espécie no estado do Maranhão são seguramente as TIs Alto-Turiaçu, Awá, Caru e Araribóia e a REBIO do Gurupi. O fragmento do Assentamento 50º BIS desapareceu após um incêndio florestal em 2007. Relatos de extinção local da espécie foram recorrentes neste levantamento, e remetiam o desaparecimento da maioria das populações silvestres a fatos decorridos ao longo dos anos 80 do século XX. Dos dez registros até então disponíveis para *C. kaapori* no estado do Maranhão, seis (Garimpo Limão e Garimpo Chega-Tudo, Fazenda Varig, duas localidades em Santa Luzia e Lago Açu), não puderam ser confirmados, provavelmente devido à eliminação das florestas presentes nestas localidades. A antiga Fazenda da Varig foi invadida, e esta ocupação foi formalizada por meio de um assentamento rural. A Fazenda Mapisa ainda existe, sob o novo nome de Fazenda Rio Buriti. Os relatos de ocorrência pretérita de *C. kaapori* obtidos nas entrevistas sugerem que o limite sul da espécie no estado do Maranhão seja o próprio limite austral do bioma Amazônia (~5°20'S). O limite sudeste encontrar-se-ia no interior da TI Araribóia, já que a espécie ocorre apenas na porção noroeste da mesma. O limite nordeste seria o rio Turiaçu, ao passo que a oeste a distribuição pretérita da espécie parece não avançar além do município de Santa Inês.

A ocorrência da espécie em remanescentes florestais no estado do Pará tem sido registrada por uma série de esforços de docentes e discentes da Universidade Federal do Pará - UFPA. Assim, a espécie tem sido acompanhada desde então em áreas de manejo florestal, como na Fazenda Rio Capim (03°39'51,6"S,





48°33'46,3'')^{353,2208}, Fazenda Agropalma¹²⁶⁵ e em áreas próximas ao Reservatório da UHE de Tucuruí⁵⁵⁷. Em anos mais recentes, a espécie passou a ser registrada em fragmentos próximos da costa, em formações de florestas de várzea estuarina e de manguezais^{2118,2119}, auxiliando numa aproximação à delimitação norte da espécie, como sendo as florestas da costa do nordeste paraense.

A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km², e infere-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km², parâmetros determinantes para a categorização do estado de conservação da espécie conforme critérios da IUCN.

História natural

Cebus kaapori ocorre em floresta ombrófila densa de baixada, tanto primária quanto secundária, ocorrendo em até 200 m de altitude¹⁰⁷⁰. O táxon, portanto, não é restrito a *habitat* primários, mas acredita-se que não seja tolerante a modificações/perturbações no ambiente, ainda que existam registros em florestas secundárias e em bordas de fragmentos. Os recentes registros da espécie na zona próxima à costa paraense ampliam sua tolerância a trechos de florestas de manguezais e de várzea estuarina. Estas são tipologias com uma diversidade de espécies de árvores menor que os fragmentos de terra firme onde a espécie era observada anteriormente, mas são mais produtivas e, em tese, elas podem oferecer maior abundância de recursos alimentares por períodos mais longos.

A espécie é descrita como essencialmente frugívora, mas complementa sua dieta com artrópodes e sementes¹⁶⁰⁸. No único estudo até o momento que logrou acompanhar um grupo da espécie ao longo da variação do ciclo hidrológico, os animais utilizaram seu tempo principalmente locomovendo-se (47,4% de tempo), alimentando-se (24% do tempo) e forrageando (15,3% do tempo)¹⁶⁰⁶. Neste mesmo estudo, 78% dos registros de alimentação foram consumindo frutos, 12% insetos e 7,6% ingerindo sementes¹⁶⁰⁷. Este grupo utilizou 62 ha de área de uso, e realizou um deslocamento diário médio de 2,1 km. Esse estudo, desenvolvido nas proximidades da UHE de Tucuruí, em Goianésia (PA), permanece como o único a descrever em maior profundidade os aspectos da história natural da espécie e foi a última dissertação orientada pela Dra. Liza Veiga^{1605,1608}.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	6 anos (para <i>C. olivaceus</i>) ¹⁸⁸³ .
Macho	15 anos (para <i>C. olivaceus</i>) ¹⁰¹⁸ .
Peso adulto	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	3.050 g. (parátipo) ¹⁸¹¹ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	Cabeça-corpo: 465 mm, cauda: 510 mm ¹⁸¹¹ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico (para <i>Cebus olivaceus</i>) ¹⁸⁸³ , para <i>Cebus capucinus</i> ⁷⁰¹ , para <i>C. apella nigrinus</i> ^{28,221} , para <i>Sapajus nigrinus</i> e <i>S. libidinosus</i> ¹⁰¹⁵ .	
Razão sexual	
0,53 (m/f) (para <i>C. olivaceus</i>) ⁷⁷⁹ .	
Intervalo entre nascimentos	
26 meses (para <i>C. olivaceus</i>) ²²¹ .	
Tempo de gestação	
5,5 meses (para <i>C. capucinus</i>) ³⁷⁷ .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ⁷⁷⁹ .	



Longevidade
41 anos (para <i>C. olivaceus</i> ; indivíduo cativo) ⁸⁹² .
Tempo geracional
16 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: 2n = 52 e NF = 72 ¹⁴⁸⁴ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Harada <i>et al.</i> ⁹⁰¹ propuseram que <i>Cebus kaapori</i> está muito próximo a <i>C. olivaceus</i> , e que deveria ser considerado uma subespécie desta.

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000. Campos³⁵⁸ sugere, por meio de Análises de Viabilidade Populacional com modelagem no *software Vortex*, que apenas três populações poderiam ser viáveis em longo prazo, 100 anos.

Carvalho Jr. *et al.*³⁸⁹ observaram tamanhos de grupos que variaram de 2 a 7 indivíduos. Todas as observações de campo realizadas até o momento, e as estimativas prévias de abundância sugerem uma baixa densidade para todas as áreas estudadas. Dentre as menores abundâncias reportadas, destacam-se 3 grupos/480 km percorridos, na REBIO Gurupí (MA)¹²¹⁷; densidades estimadas de 0,2 a 0,98 ind/km² na REBIO Gurupí^{723,1215}; 0,99 grupos/10 km percorridos ou 5,49 ind/10 km percorridos na Fazenda Cauaxi, Paragominas, P⁸⁹; 0,28 avistamentos/10 km percorridos na Fazenda Amanda, Viseu, PA¹⁷⁰⁵ e 0,16 a 0,19 grupos/10 km percorridos, na Fazenda Rio Capim, Goianésia, PA³⁵³.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

O desmatamento têm sido uma ameaça bastante expressiva em toda a região de ocorrência atual de *Cebus kaapori*. Segundo Almeida & Vieira³⁰, até o ano de 2004 foi desmatado 76% da área do Centro de Endemismo de Belém. Além da forte fragmentação, há o agravante de que os remanescentes florestais, mesmo quando em áreas protegidas, estão sujeitos à degradação por corte seletivo ou outras pressões antropogênicas.

Os desmatamentos e a fragmentação do *habitat* foram intensificados, principalmente, durante a implantação das rodovias BR-316, BR-222 e BR-010, e são ações que persistem desde então. O aumento da matriz rodoviária vicinal, acompanhada pela intensa ocupação rural (grandes propriedades e assentamentos) sem a devida preocupação com o resguardo das áreas de Reserva Legal e das APPs, previstas no Código Florestal, resultou em extensas áreas completamente desflorestadas. Alguns estabelecimentos rurais também são responsáveis por queimadas descontroladas que atingem os fragmentos florestais remanescentes, geralmente associadas à limpeza de roçados, juquiras (capoeiras) e renovação de pastagens.

A presença de um polo siderúrgico na região criou uma alta demanda por carvão vegetal, que só recentemente passou a ter sua origem em plantios comerciais. Estes provavelmente irão minimizar a conversão de cobertura vegetal original para produção de carvão.

No momento, há significativa expansão dos plantios de dendê e *Eucaliptus* sp., bem como de canaviais na região. Se, por um lado, estas atividades podem configurar mais um vetor de desmatamento, por outro podem garantir o resguardo e a recuperação das Reservas Legais e APPs.

A caça para consumo e a apanha para domesticação de macacos é bastante comum na região.

A conservação da espécie necessita, imprescindivelmente, da consolidação da REBIO Gurupí, e da proteção e manejo sustentável das terras indígenas da região. Juntas, estas áreas representam duas das três populações potencialmente viáveis conforme Campos³⁵⁸. Contudo, muitas áreas florestais particulares, submetidas ao manejo florestal, podem também desempenhar um papel importante para a



conservação de *C. kaapori*.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Necessárias

Silva Júnior & Queiroz²¹²⁰, listaram as seguintes ações como necessárias para a conservação da espécie:

- Realizar investigações sobre a presença da espécie em unidades de conservação situadas dentro de sua área de distribuição e garantir a efetividade da proteção destas áreas;
- Criar novas áreas protegidas, públicas ou privadas;
- Garantir a efetividade na conservação da REBIO Gurupi, única unidade de conservação federal de proteção integral no interior da área de distribuição do caiarara ka'apor;
- Estabelecimento de programas de educação ambiental para auxiliar a diminuir as pressões contra a espécie.

Outras ações parecem importantes e urgentes para a conservação dos caiararas, como a inibição da extração ilegal de madeira das Terras Indígenas onde eles ocorrem, e a efetivação da TI Awá, conectando os dois maiores fragmentos florestais da região (o bloco formado pela TI Caru e pela REBIO Gurupi com TI Alto Turiaçu), e formando um importante corredor para esta e muitas outras espécies importantes que se encontram em risco nesta região.

Presença em unidades de conservação

Pará: APA Estadual Lago de Tucuruí⁵⁵⁷, PE Charapucu, APA do Arquipélago do Marajó (A. Ravetta, dados não publicados), FLONA de Caxiuanã (oficina de avaliação). Há possível presença da espécie nas RDS Estadual de Pucuruí Ararã, RDS Estadual de Alcobaça⁵⁵⁷.

Maranhão: REBIO Gurupi^{1215,2116}, APA Estadual da Baixada Maranhense (oficina de avaliação), APA Estadual das Reentrâncias Maranhenses (oficina de avaliação), RPPN Fazenda São José - Gleba Itinga A – Lote 390 (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Santo Antonio do Pindaré - Gleba Barra da Jurema (oficina de avaliação);

As unidades de conservação RESEX do Ciriaco, RESEX do Quilombo Frechal e RESEX Mata Grande foram citadas no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção²¹²⁰, mas não houve confirmação destas indicações em anos mais recentes.

Existem 13 unidades de conservação no litoral do Pará e do Maranhão, sendo 11 estaduais (8 no Pará e 3 no Maranhão) e duas municipais no Pará. São reservas de manguezais, com ilhas e áreas adjacentes de terra firme. Com a indicação de ocorrência do caiarara em áreas de manguezais e de várzea estuarina, contudo, é preciso confirmar a presença da espécie nestas unidades de conservação, sobretudo aquelas cobertas por estas tipologias de vegetação.

Pesquisas

Necessárias

Silva Júnior & Queiroz²¹²⁰, no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, afirmam que a principal necessidade para conservação do caiarara diz respeito à realização de pesquisas para a ampliação do conhecimento atual sobre a espécie. É necessário compreender o modo de vida destes animais, e os efeitos da fragmentação nas populações mediante estudos de longo prazo sobre sua ecologia e comportamento. Algumas providências imediatas deveriam ter sido tomadas à época, segundo os autores²¹²⁰, sobretudo a continuidade dos levantamentos sobre populações remanescentes e limites de distribuição. Era importante também realizar investigações sobre a presença da espécie nas unidades de conservação situadas dentro de sua área de distribuição geográfica, e era imprescindível que essas

áreas fossem efetivamente protegidas, verificando-se também a possibilidade de estabelecimento de novas reservas, públicas e privadas. Muitas áreas protegidas, unidades de conservação, terras indígenas ou territórios quilombolas, ainda não foram visitadas para averiguar a presença da espécie, e em muitas áreas onde sua presença já é confirmada, não existe proteção efetiva das áreas. Estes são estudos básicos que ainda são muito necessários para garantir a conservação desta espécie.

Existentes

Levantamentos foram realizados, e a ocorrência moderna da espécie é hoje mais bem conhecida. Todavia, apenas nos anos mais recentes os primeiros estudos ecológicos ou populacionais foram desenvolvidos, por Oliveira¹⁶⁰⁸ e Camargo³⁵⁴, bem como o mapeamento de populações no Maranhão (Fialho *et al.*, dados não publicados). Também em anos mais recentes foi possível acompanhar as abundâncias naturais da espécie por longo prazo em remanescentes florestais e reservas privadas (A.C.M. Oliveira, com. pess., 2012). Nos últimos anos, iniciativas de pesquisa e conservação *ex situ* têm sido desenvolvidas para auxiliar na sobrevivência da espécie. Pelo menos um exemplar de *Cebus kaapori* está sendo mantido em cativeiro no CETAS de São Vicente (SP), vítima resgatada de tráfico de animais¹⁴⁶⁰, e a destinação de outros indivíduos posteriormente apreendidos tem sido orientada pelo ICMBio/CPB no sentido de formar casais. Esforços para a compreensão de aspectos reprodutivos da espécie e para a reintrodução de exemplares cativos em vida livre estão sendo desenvolvidos na região de Belém (PA) (S.F. Domingues & H.L. Queiroz, obs. pess., 2012).

Saimiri vanzolinii Ayres, 1985

Fernanda Pozzan Paim, José de Sousa e Silva Júnior & Helder Lima de Queiroz

Ordem: Primates

Família: Cebidae

Nome comum: macaco-de-cheiro-de-cabeça-preta



Foto: Fernanda Pozzan Paim

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) D2

Justificativa

Saimiri vanzolinii é uma espécie endêmica à região amazônica, restrita à RDS Mamirauá e duas pequenas ilhas fora desta unidade de conservação. Sua extensão de ocorrência foi estimada em aproximadamente 870 km². Existe somente uma população e estima-se que esta apresente menos de 10.000 indivíduos adultos. As principais ameaças estão relacionadas à redução de *habitat*, hibridação com *S. cassiquiarensis*, que também invade sua área de ocupação, além de eventos sazonais de inundação extrema, que vêm ocorrendo com maior frequência. Suspeita-se que esses fatores estejam levando sua



população a um declínio continuado. Por esses motivos, essa espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério D2.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2121}	VU A3c; B1ab(i,ii,v)
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁶⁹	VU D2

Outros nomes aplicados ao táxon

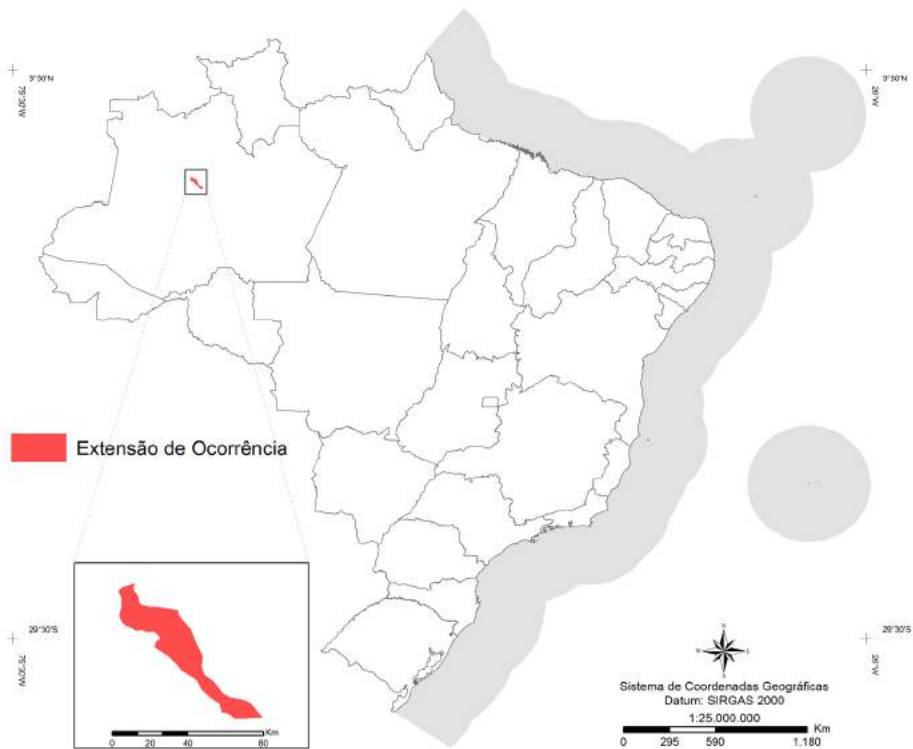
Saimiri vanzolinii Ayres, 1985; *Saimiri boliviensis vanzolinii* Ayres, 1985⁹²².

Notas taxonômicas

Saimiri vanzolinii Ayres, 1985 foi descrita com base em 13 exemplares coletados na região de confluência dos rios Solimões e Japurá, e depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. Posteriormente, dois parátipos foram transferidos para a coleção de mamíferos do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG 21362, 21363). A localidade-tipo é a margem norte do lago Mamirauá, Amazonas. Ayres¹⁰² alocou *S. vanzolinii* no grupo de espécies “*Saimiri boliviensis*” (ou grupo Romano) do arranjo taxonômico de Hershkovitz⁹²⁰. Após examinar a série tipo, Hershkovitz⁹²² considerou o táxon descrito por Ayres¹⁰² como uma subespécie de *Saimiri boliviensis*: *S. b. vanzolinii*. Embora não tenha examinado nenhum exemplar, Costello *et al.*⁵¹⁷ baseou-se nos dados descritos por Ayres¹⁰² para considerar *S. vanzolinii* como um sinônimo júnior de *S. sciureus*. Todos os autores subsequentes seguiram Ayres¹⁰² considerando *S. vanzolinii* como uma espécie plena.

Distribuição geográfica

Saimiri vanzolini é uma espécie endêmica do Brasil, ocorrendo apenas no estado do Amazonas²⁶⁹. De acordo com Ayres¹⁰², a distribuição geográfica da espécie abrangeria 950 km², sendo uma das menores dentre os primatas neotropicais. No entanto, Paim *et al.*¹⁶⁴⁶ observaram que a distribuição é ainda menor,





não ultrapassando 870 km². A espécie está limitada à RDS Mamirauá, onde ocorre em peripatria com *S. macrodon* e *S. cassiquiarensis*. A espécie também foi registrada por Ayres¹⁰² em duas pequenas ilhas do rio Solimões (Tarará e Capucho), adjacentes à Reserva. Schwindt & Ayres²⁰⁵⁷ indicaram que pequenos canais de rios segmentam populações e que a espécie está ausente em algumas ilhas com *habitat* favoráveis. Esses autores verificaram também uma retração na distribuição, indicando que uma área antes ocupada por *S. vanzolinii* passou, após dez anos, a ser ocupada pela espécie peripátrica *S. cassiquiarensis*.

História natural

As espécies do gênero *Saimiri* podem ser encontradas em diversos tipos de florestas: tropicais úmidas ou secas, primárias, secundárias e em fragmentos¹²¹. Silva Júnior & Queiroz²¹²¹ observaram que *S. vanzolinii* apresenta preferência por *habitat* mais úmidos, concentrando as mais altas densidades ao longo de cursos d'água e em florestas alagáveis. De acordo com Paim¹⁶⁴⁷, *S. vanzolinii* apresenta preferência pelos *habitat* mais baixos da várzea (chavascal), enquanto as outras formas congênicas (*S. macrodon* e *S. cassiquiarensis*) preferem as várzeas baixas, em ambos os extremos sazonais (cheia e seca). O tamanho da área de uso da espécie permanece desconhecido, mas acredita-se que, assim como para outras espécies de *Saimiri*²²⁷⁰, possa alcançar 250 ha.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	3 anos (para <i>S. sciureus</i>) ¹⁸⁸¹ .
Macho	4,5 anos (para <i>S. sciureus</i>) ¹⁸⁸¹ .
Peso adulto	
Fêmea	650 gramas ¹⁰¹⁸ .
Macho	950 gramas ¹⁰¹⁸ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 312 mm, cauda: 405 mm (para <i>S. sciureus</i>) ¹⁹⁶⁸ .
Macho	Cabeça-corpo: 318 mm, cauda: 409 mm (para <i>S. sciureus</i>) ¹⁹⁶⁸ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ¹⁰¹⁸ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
2 anos (para <i>S. boliviensis</i>) ²³³ .	
Tempo de gestação	
5 meses (para <i>S. sciureus</i>) ²²⁰⁹ .	
Tamanho da prole	
1 filhote ¹⁹⁶⁸ .	
Longevidade	
21 anos (cativo, <i>S. sciureus</i>) ¹⁰¹⁸ .	
Tempo geracional	
8 anos ¹⁰⁰¹ .	



Características genéticas

Cariótipo: O cariótipo de *S. vanzolinii* foi descrito por Yassuda & Chu²⁴⁴⁸. Como as demais formas de *Saimiri*, *S. vanzolinii* possui número diploide de 44 ($2n = 44$). O complemento cromossômico é de 15-6 (15 pares de cromossomos não acrocêntricos e seis pares acrocêntricos).

Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): *Saimiri vanzolinii* é a espécie mais recente do gênero, radiada há aproximadamente 250 a 150 mil anos, tendo como espécie irmã *S. ustus*¹²³⁹. Estudos recentes apontam hibridização entre *S. vanzolinii* com duas espécies peripátricas: *S. macrodon* e *S. cassiquiarensis*¹⁶⁴⁶.

População

Estimativas populacionais recentes estimam entre 5.500 a 10.900 indivíduos no total¹⁹⁸⁸, inferindo-se que o número de indivíduos maduros é certamente menor que 10.000. O tamanho médio dos grupos sociais variou entre os extremos sazonais, sendo de $25,9 \pm 12,4$ na estação da seca e $21 \pm 12,58$ na estação da cheia¹⁶⁴⁷. Não há informações publicadas disponíveis sobre abundância populacional. A tendência populacional da espécie é em declínio, considerando a invasão de *S. cassiquiarensis* na área de ocupação de *S. vanzolinii* e os eventos extremos de inundação e seca cada vez mais frequentes, o que favorece alterações no *habitat* da espécie (F. Paim, obs. pess., 2012).

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A principal ameaça identificada para o táxon foi sua população muito pequena, restrita a apenas 3 localidades: RDS Mamirauá, Ilha Capucho e Ilha Tarará¹⁶⁴⁶. A maior parte da população está concentrada na RDS Mamirauá, sendo as populações das ilhas isoladas e pouco representativas. Desta forma, a população está sujeita a efeitos das atividades humanas na área, uma vez que ocorre em uma unidade de conservação de uso sustentável, além de efeitos estocásticos e decorrentes de alterações climáticas no bioma Amazônico.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Amazonas: RDS Mamirauá^{102,2121}.

Pesquisas

O conhecimento sobre a história natural de *Saimiri vanzolinii* estava resumido às observações de Ayres¹⁰² e Schwindt & Ayres²⁰⁵⁷. Silva Júnior & Queiroz²¹²¹ descreveram, no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, as seguintes considerações: “Existe a necessidade de se conhecer melhor o seu modo de vida, os efeitos da fragmentação em populações isoladas e as relações com a outra espécie do mesmo gênero, a partir da realização de estudos sobre sua ecologia e comportamento. Esse conhecimento será indispensável para que sejam avaliadas as possibilidades de conservação em longo prazo, subsidiando a elaboração de um plano de manejo para a espécie”.

Ainda existem poucos estudos realizados com a espécie, e estes abordam temas como distribuição geográfica, morfologia e bioacústica. Paim & Queiroz¹⁶⁴⁵ analisaram alguns parâmetros acústicos da vocalização de *S. vanzolinii* e de duas espécies peripátricas, ressaltando diferenças entre elas e auxiliando na definição dos grupos taxonômicos. Paim *et al.*¹⁶⁴⁶ determinaram os limites da distribuição geográfica, preenchendo as lacunas de conhecimento que permaneciam desde a descrição da espécie. Lynch-Alfaro *et al.*¹²³⁹ utilizaram métodos filogeográficos para explicar a diversificação do gênero *Saimiri* em toda a Amazônia. Nesse estudo, os autores sugeriram as áreas de endemismo Rondônia e Inambari como os locais mais prováveis de origem do grupo. Lynch-Alfaro *et al.*¹²³⁹ identificaram o rio Amazonas como



a principal barreira à dispersão de *Saimiri*, e estimaram uma diversificação recente dentro do gênero, ocorrida entre 1,4 e 0,6 Ma. *Saimiri vanzolinii* revelou-se o grupo irmão de um clado de *S. ustus*, contradizendo a divisão tradicional de *Saimiri* nos grupos de espécies “Gótico” e “Romano”.

Sapajus cay (Illiger, 1815)

José Rímoli, Fabiano Rodrigues de Melo, Maurício Cavalcante dos Santos & Gabriela Ludwig

Ordem: Primates
Família: Cebidae

Nomes comuns: macaco-prego,
macaco-prego-do-papo-amarelo



Foto: Igor Pfeifer Coelho

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2cd

Justificativa

Sapajus cay é uma espécie que ocorre nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Suspeita-se que o declínio populacional seja maior que 30% nas últimas três gerações devido a fatores como a perda, fragmentação e desconexão de *habitat*, aumento da matriz rodoviária e energética, expansão urbana, incêndios, caça, vulnerabilidade a epidemias, assentamentos rurais e endogamia, dentre outras ameaças. Assim, a espécie foi classificada como Vulnerável (VU), pelo critério A2cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁴¹⁹	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

Cebus paraguayanus (Reichenbach, 1862); *C. libidinosus paraguayanus* (Fischer, 1829); *C. azarae* (Rengger, 1830); *C. apella morrulus* (von Pusch, 1941); *C. apella chacoensis* (von Pusch, 1941); *C. apella cay* Illiger, 1815. *Sapajus cay* Illiger, 1815.

Notas taxonômicas

As espécies dos gêneros *Sapajus* e *Cebus* podem ser separadas em dois grupos, diferenciados pela presença ou ausência de “topetes”, “tufos” ou “capuzes” na parte superior da cabeça^{479,931,1514,1811,2295}. Aqui, seguindo o vernáculo regional, será utilizado o nome macaco-prego em referência às espécies “com tufo ou capuz” (*Sapajus* spp.) e o termo caiarara para as demais espécies, conhecidas como “sem



tufo ou capuz” (*Cebus* spp.). No Brasil, no início da década de 80, informações taxonômicas obtidas em robusto estudo sobre as “raças” de *Cebus apella* já confirmavam, de forma preliminar, a hipótese de que as variações no tamanho e morfologia dos tufo de pelos no topo da cabeça desses primatas, denominados aqui de “capuzes”, poderiam funcionar como importantes critérios sistemáticos e taxonômicos para análises intragenéricas e intraespecíficas^{2295–2297}.

Estudos posteriores concluídos nas duas últimas décadas vieram a confirmar, definitivamente, essa hipótese. De acordo com Wallace²⁴¹⁹, Silva Júnior^{2122,2123} num primeiro contraste entre as formas com e sem capuzes^{916,917} argumentou que ambas eram tão diferentes em suas morfologias corpóreas que deveriam ser consideradas dentro de gêneros separados. Portanto, o autor veio a considerar os caiararas, gênero *Cebus* (Erxleben, 1777), como representativo das formas sem capuzes e o gênero *Sapajus* (Kerr, 1792) como o grupo que incluía todas as formas onde os capuzes estavam presentes.

Apesar dos platirrinos dos gêneros *Cebus* e *Sapajus* terem sido os táxons mais bem definidos ao longo dos últimos anos, em contraste, a taxonomia intraespecífica tem gerado polêmicas constantes. Por exemplo, Silva Júnior²¹²² em seu estudo comparativo acerca das formas de caiararas e macacos-prego, não reconhece nenhuma das subespécies para o grupo com capuz propostas por Hershkovitz^{916,917}. Em contrapartida, outros trabalhos têm procurado fomentar a ideia da subespeciação, como parece ser o caso de Groves^{878,879}. O autor apresenta uma taxonomia alternativa para os macacos-prego com capuz, como segue: *C. apella apella* (Linnaeus, 1758); *C. apella fatuellus* (Linnaeus, 1766); *C. apella macrocephalus* (Spix, 1823); *C. apella peruanus* (Thomas, 1901); *C. apella tocantinus* (Lönnberg, 1939); *C. apella margaritae* (Hollister, 1914); *C. libidinosus libidinosus* (Spix, 1823); *C. libidinosus pallidus* (Gray, 1866); *C. libidinosus paraguayanus* (Fischer, 1829); *C. libidinosus juruanus* (Lönnberg, 1939); *C. nigrinus nigrinus* (Goldfuss, 1809); *C. nigrinus robustus* (Kuhl, 1820); *C. nigrinus cucullatus* (Spix, 1823); *C. xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1826) (ver^{779,1986}). Nesse contexto, Silva Júnior²¹²² reconheceu *C. libidinosus pallidus* (Gray, 1866) e *C. libidinosus paraguayanus* (Fischer, 1829) como sinônimos juniores de *Cebus cay*.

As informações mais recentes, resultantes de estudos genéticos realizados por Lynch Alfaro e colaboradores^{26,27} com as espécies do gênero *Cebus* confirmaram, definitivamente, a separação entre as espécies com tufo, que os autores passaram a denominar de *robustas* e aquelas sem tufo que passaram a ser chamadas de *gráceis*. Lynch Alfaro e colaboradores^{26,27} consolidaram assim, as conclusões de Silva Júnior²¹²² através das quais o autor propusera a divisão deste grupo de cebídeos em dois gêneros, *Sapajus* e *Cebus* respectivamente.

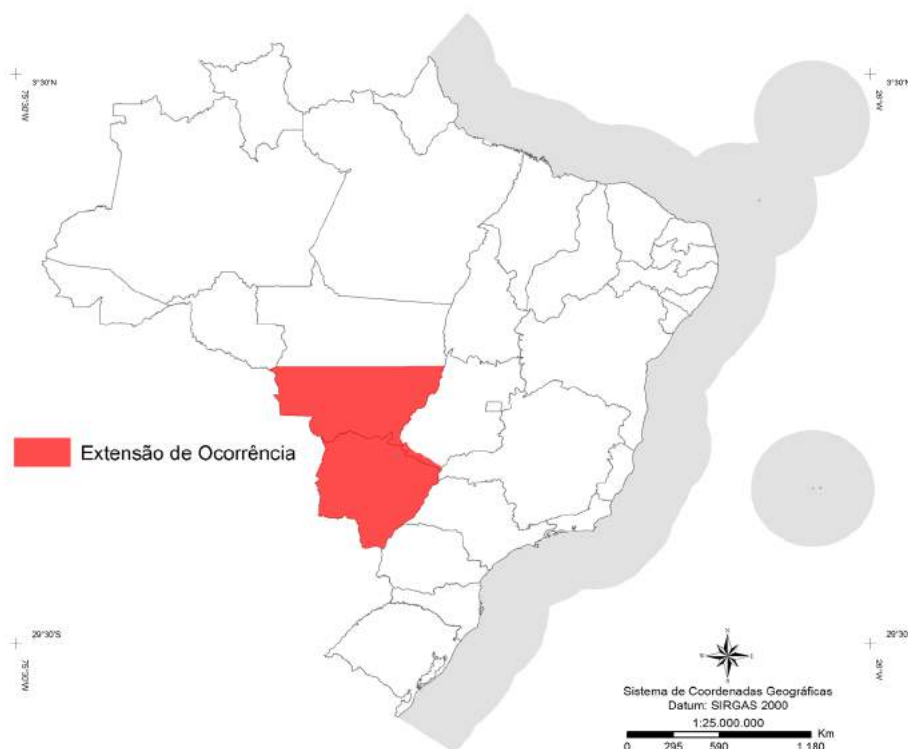
Como consenso, aqui está sendo seguida a taxonomia mais atual proposta por Rylands²⁰⁰⁰ que apresenta nomenclatura para nove formas de macacos-prego, gênero *Sapajus* (*S. apella*, *S. macrocephalus*, *S. libidinosus*, *S. cay*, *S. flavius*, *S. nigrinus nigrinus*, *S. nigrinus cucullatus*, *S. robustus* e *S. xanthosternos*) e seis formas de caiararas, gênero *Cebus* (*C. albifrons*, *C. cuscinus*, *C. unicolor*, *C. olivaceus olivaceus*, *C. olivaceus castaneus* e *Cebus kaapori*).

Distribuição geográfica

Sapajus cay não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também na Argentina, Bolívia e Paraguai²⁴¹⁹. No Brasil está presente nos estados do Mato Grosso²⁴¹⁹, Mato Grosso do Sul^{407,704,1766,1877,2392,2419} e Goiás (F.R. de Melo, dados não publicados), onde é residente e nativo. Ocorre no sul do Mato Grosso, parte leste e sul do Mato Grosso do Sul²⁴¹⁹ e oeste, sudoeste de Mato Grosso do Sul atingindo o Paraguai^{704,1877}, também pode atingir as regiões de Cassilândia (MS) e Jataí (GO) (F.R. de Melo, dados não publicados) e a parte mais a oeste de sua distribuição é em Comodoro (MT) (M. Messias, com. pess., 2012). O limite norte da espécie é a parte sul do Parque Indígena do Xingú (Posto Garapú, rio Sete de Setembro e lagoa Ipavu) no Mato Grosso²¹²². O limite leste parece ser o rio Araguaia e o limite sudeste é o rio Paraná²¹²² onde ocorre na APA Ilhas e Várzeas do Rio Paraná⁹. A distribuição se estende em direção sul, até a parte oriental Paraguai^{309,2199}, chegando até o noroeste da Argentina. Ocorre também no sul da Bolívia. É preciso uma maior amostragem para definir a ocorrência da espécie nas bacias dos rios Araguaia e Paraná²¹²² e no Pantanal sul-matogrossense (J. Rímoli, dados não publicados).



A extensão de ocorrência da espécie é estimada em 123.615,35 km² e suspeita-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km².



História natural

Sapajus cay habita floresta subtropical úmida, floresta estacional semidecidual e regiões florestadas do Pantanal²⁴¹⁹. Ocorre em regiões de Cerrado, matas ciliares e de galeria ao longo de Mato Grosso do Sul^{407,704,1766,1877,2392,2419}. O táxon não é restrito a *habitat* primários, sendo reconhecida sua plasticidade comportamental⁷⁸⁰ e capacidade de sobreviver em áreas alteradas pelo homem²⁴¹⁹. Entretanto, o gênero *Sapajus* pode também necessitar de áreas relativamente grandes de floresta para sua sobrevivência, como no caso de um grupo de *S. apella* citado acima^{2192,2193}.

A plasticidade comportamental das espécies do gênero está mais relacionada às conhecidas habilidades manipulativas (uso de proto-instrumentos^{722,1727} e ferramentas^{359,2412}), sua força para explorar recursos que normalmente não estão disponíveis para outras espécies de primatas^{705,780,790,1230,1878,1879,2269} e de sua dentição (grandes pré-molares e molares com esmalte espesso) ser forte o suficiente para abrir frutos protegidos e sementes de relativa dureza⁷⁵⁵, do que por uma capacidade adaptativa para sobreviver em áreas de tamanho pequeno. No entanto, alguns grupos sobrevivem em áreas menores do que 200 ha no Mato Grosso do Sul (Matas do Segredo/189 ha^{1766,1880}, RPPN Fazenda Trevo/27,75 ha, RPPN Fazenda Boqueirão/173,60 ha²⁴¹⁹). Sua área de vida é estimada em mais que 300 ha em Terenos (MS)²³⁹², mais que 298 ha em Guia Lopes da Laguna (MS)⁷⁰⁴ e em Campo Grande (MS)^{407,1766,1877}. Não há informações sobre o aporte de indivíduos de fora do Brasil ou da contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	4 anos (<i>S. nigritus</i>) ⁷⁷⁹ .
Macho	8 anos (<i>S. nigritus</i>) ⁷⁷⁹ .



Peso adulto	
Fêmea	2.400 (1.760 a 3.400 g.) ¹⁰¹⁸ , 2.510 (1.900 a 3.000 g) (n = 4) ²⁰⁹³ .
Macho	3.050 (1.350 a 4.800 g.) ¹⁰¹⁸ , 2.910 (2.000 a 4.000 g) (n = 10) ²⁰⁹³ .
Comprimento adulto	
Fêmea	4.363 mm (3.950 a 4.600) ²⁰⁹³ .
Macho	4.515 mm (3.800 a 4.900) ²⁰⁹³ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ²²¹ .	
Razão sexual	
0,61 ± 0,135 (dispersão 0,43 a 0,83) ou 1 macho para 1,65 fêmeas (para <i>S. nigrinus</i>) ²⁵ .	
Intervalo entre nascimentos	
2 anos (para o gênero) ^{221,780,1238} , 25 meses (para <i>Sapajus nigrinus</i>) ²⁵ .	
Tempo de gestação	
149 a 158 dias (para <i>S. nigrinus</i>) ²⁵ .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ^{221,780} .	
Longevidade	
Mais de 50 anos (para indivíduos em cativeiro) ⁷⁷⁹ .	
Tempo geracional	
16 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: 2n = 52 ⁴⁷ . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Estudos citogenéticos sugerem que as espécies do gênero <i>Cebus</i> (<i>Sapajus</i>) têm cariótipos conservativos ⁴⁷ , com número diplóide distribuídos de 2n = 52 a 2n = 54. Citocromo b no DNA de 23 espécimes de <i>S. cay</i> do Brasil e 9 espécimes de <i>S. cay</i> do Paraguai mostraram 24 haplótipos (20 e 4, respectivamente) e análises demonstraram alta variância molecular entre populações de <i>Cebus cay</i> ³⁹⁰ .	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Stallings²²⁰⁰ registrou um tamanho médio de sete indivíduos em quatro grupos e Wallace e colaboradores²⁴¹⁷ registraram um tamanho médio de grupo de nove indivíduos. Mas há grupos maiores com médias de 22 e 25 indivíduos^{704,2392}.

Sapajus cay está distribuído em uma região que vem sendo intensamente impactada nos últimos anos, por fatores como aumento da matriz rodoviária e energética, expansão urbana, assentamentos rurais, agricultura, pecuária e desmatamento. Estima-se que estas ameaças vêm causando intensa perda e fragmentação de *habitat* na área de extensão de ocorrência da espécie, uma vez que há informações que relatam formas do gênero, como os *S. apella*, que podem se utilizar de áreas de vida de 1.000 ha de extensão^{2192,2193} e, portanto, suspeita-se que a espécie possa ter sofrido um declínio populacional de pelo menos 30% nas últimas três gerações, ou 48 anos.

Não há informações sobre o aporte de indivíduos de fora do Brasil ou da contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais.

As informações sobre abundância populacional são: 6,2-14,7 ind/10 km na Reserva de Vida Silvestre rios Blanco y Negro, Santa Cruz, Bolívia²⁴¹⁵, 0,31 ind/ha no alto rio Paraná (MS)⁹, 0,15 ind/ha em Terenos (MS)²³⁹², 0,19 ind/ha em Campo Grande (MS)^{407,1766,1877}.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: Incêndio, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, vulnerabilidade a epidemias, desmatamento, aumento da matriz energética e rodoviária, desconexão e redução de *habitat*, poluição de ambientes, caça e apanha. No PE Matas do Segredo em Campo Grande (MS), foram observadas evidências de endogamia, como indivíduos polidáctilos, que apresentavam seis dedos nas mãos e pés, em alguns fragmentos pequenos e isolados de *habitat*^{407,1766}.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice II da CITES, e foi incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção da Ictiofauna, Herpetofauna e Primatas do Cerrado e Pantanal (ICMBio, em preparação).

No PE Matas do Segredo, uma ilha de mata com 189 ha, os animais já possuem problemas congênitos e foram encontrados indivíduos com polidactilia, como citado acima^{407,1766}. Portanto, existe a necessidade de remanejamento de indivíduos com confirmação de depressão endogâmica ou inserção de novos indivíduos saudáveis como forma de melhorar o patrimônio genético do grupo.

Presença em unidades de conservação

Mato Grosso: PARNA Pantanal Matogrossense²⁴¹⁹, RPPN Estância Ecológica SESC Pantanal²⁹²;
Mato Grosso do Sul: RPPN Acurizal, RPPN Fazenda Penha, RPPN Fazenda Singapura, RPPN Fazenda América, RPPN Fazenda Floresta Negra²⁴¹⁹, PARNA Serra da Bodoquena (J. Rímoli, obs. pess., 2012), PE Matas do Segredo^{1766,1880}, RPPN Fazenda Trevo, RPPN Fazenda Boqueirão²⁴¹⁹, RPPN Nova Querência²³⁹², APA Ilhas e Várzeas do Rio Paraná⁹, RPPN Fazenda São Pedro (oficina de avaliação).

A espécie também está presente em unidades de conservação em outros países:

Argentina: PARNA El Rey da Província de Salta, PARNA Calilegua da Província de Jujuy, PARNA Baritú da Província de Jujuy^{308,310,311};

Bolívia: PARNA Noel Kempff Mercado²⁴¹⁹;

Paraguai: PARNA Ybycui, PARNA Cerro Cora, PARNA Caaguazu, Reserva Nacional Kuri'y, Floresta Protegida Yakui, Floresta Protegida Nacunday²²⁰⁰.

Pesquisas

No estado de Mato Grosso do Sul, na última década (2004 a 2014), informações ecológicas e comportamentais básicas foram obtidas nas Serra de Maracaju e Boboquena. Na Serra de Maracaju, um grupo de 22 a 32 indivíduos foi acompanhado no município de Terenos²³⁹², em uma área superior a 8.500 ha de florestas, em sua maioria matas de galeria. No mesmo ecossistema, no município de Campo Grande, Pinto¹⁷⁶⁶, Cazzadore⁴⁰⁷ e Rímoli e colaboradores¹⁸⁷⁷ acompanharam em área de 189 ha, um grupo de 22 a 29 animais. Em outra localidade no município de Guia Lopes da Laguna, Serra de Bodoquena, informações similares em um grupo de 29-35 animais foram obtidas por Fernandes Júnior⁷⁰⁴ em área superior a 500 ha. Atualmente, pesquisa com *S. cay* vem sendo desenvolvida (Rímoli, em preparação) na Serra de Maracaju em projeto vinculado ao Programa Biodiversidade de Mato Grosso do Sul - BIOTA/MS, em um fragmento 400 ha de Cerrado na Fazenda Estância Crioula no município de Dois Irmãos do Buriti. O estudo visa obter dados sobre o comportamento e a ecologia da espécie no contexto ecológico do Cerrado, principalmente compreender a influência dos componentes nutricionais dos itens alimentares ingeridos na dieta nos padrões de atividades da espécie.



Sapajus flavius (Schreber, 1774)

Mônica Mafra Valença-Montenegro, Bruna Martins Bezerra, Amely Branquinho Martins & Marcos de Souza Fialho

Ordem: Primates

Família: Cebidae

Nomes comuns: macaco, macaco-prego, macaco-prego-galego

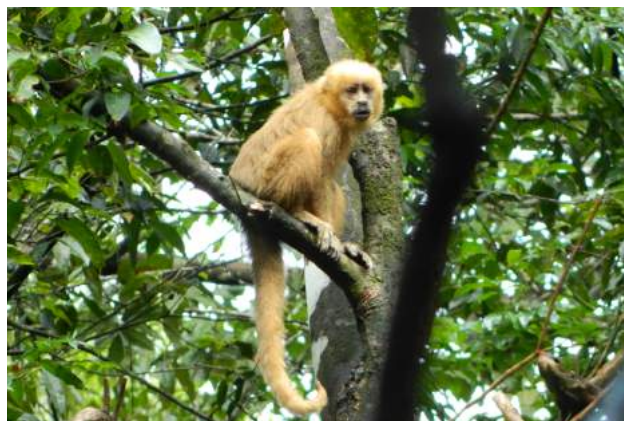


Foto: Keoma Coutinho

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A2cd; B2ab(ii,iii); C2a(i)

Justificativa

Sapajus flavius é uma espécie endêmica à Mata Atlântica nordestina com ocorrência restrita a poucos fragmentos nos estados do RN, PB, PE e AL. Sua extensão de ocorrência é de aproximadamente 23.000 km², porém sua área de ocupação é muito pequena, aproximando-se de 150 km². Historicamente esta espécie sofreu uma perda de *habitat* de pelo menos 50%, que levou a um declínio populacional equivalente agravado pela apanha e fragmentação severa. Fatores como o desmatamento, agricultura, expansão urbana e apanha, levaram sua população total atual a um patamar de 1.000 indivíduos. Sendo assim, a espécie foi classificada como Em Perigo (EN), pelos critérios A2cd; B2ab(ii,iii); C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁵⁹⁵	CR C2a(i)

Outros nomes aplicados ao táxon

Cebus flavius (Schreber, 1774)¹⁶⁰⁰; *Cebus queirozi* Mendes Pontes e Malta, 2006¹³⁹⁸, considerado sinônimo júnior.

Notas taxonômicas

No século XVIII, a espécie foi retratada por Johann Schreber em 1774 e ficou por mais de 200 anos sem identificação precisa, sendo considerada sinonímia de *Cebus libidinosus* devido à sua distribuição geográfica^{922,2297}. Em 2006, foi então redescoberta e renomeada como *Cebus flavius*¹⁶⁰⁰. Silva Jr.^{2122,2123} argumentou que os macacos-prego com capuz e os sem capuz (*sensu* Hershkovitz^{916,917}) são tão diferentes em sua morfologia que poderiam ser considerados subgêneros separados: *Cebus* Erxleben, 1777 para os que não possuem capuz (caiararas) e *Sapajus* Kerr, 1792 para o grupo que apresenta capuz (macacos-prego). Mais recentemente, análises genéticas vieram corroborar essas diferenças morfológicas, elevando inclusive os subgêneros a gêneros, passando então *Cebus flavius* a se chamar *Sapajus flavius*²⁶. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.



Distribuição geográfica

Sapajus flavius é endêmico ao Brasil, ocorrendo nos estados de Alagoas, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, onde é residente e nativo^{1595,2327}. A área de distribuição original do macaco-prego-galego provavelmente abrangia a extensão da Mata Atlântica nordestina, nos estados do Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas¹⁶⁰⁰. Os limites norte e leste da espécie eram o Oceano Atlântico, e ao sul o rio São Francisco, que também seria a barreira geográfica entre esta espécie e *Sapajus xanthosternos*¹⁶⁰⁰.

A localidade RPPN Mata da Estrela, Baía Formosa (RN) marca o extremo norte da distribuição atual. O extremo sul está marcado pela localidade de Coruripe (AL), distante 35 km da foz do rio São Francisco. O extremo oeste para a Mata Atlântica é marcado pela localidade Mata Oito Porcos, São Vicente Férrer (PE)⁷⁴¹.

Um mapeamento do gênero *Sapajus*, realizado na Caatinga do Rio Grande do Norte, identificou um grupo de animais mais claros que os autores consideraram como *S. flavius*⁷³⁶. Contudo, Silva²¹³³ os considerou uma variação intrapopulacional de *S. libidinosus*. Sendo assim, é necessária uma maior amostragem dos indivíduos dessa região, assim como em outras áreas de Caatinga.

A espécie ocorre em alguns fragmentos de Mata Atlântica nordestina, que vem sofrendo processo de perda e fragmentação desde a chegada dos portugueses no século XVI, a partir da exploração do pau-brasil, passando pela instalação dos primeiros grandes engenhos de cana-de-açúcar ainda no período colonial, e pelos incentivos governamentais para aumento da produção de álcool (Pró-Álcool) na década de 1970²²³⁶, quando só restavam cerca de 24% de cobertura original¹³⁶. Hoje, nessa região acima do rio São Francisco, a Mata Atlântica encontra-se reduzida a menos de 7,6% de sua extensão original abrigando, por consequência, dezenas de espécies oficialmente ameaçadas de extinção²²³⁷.

Atualmente, são conhecidas apenas 29 áreas naturalmente ocupadas pela espécie, em sua maioria, fragmentos isolados: uma no Rio Grande do Norte, 18 na Paraíba, seis em Pernambuco e quatro em Alagoas⁷⁴¹. Todas estas áreas são, em teoria, protegidas por lei, uma vez que correspondem a Áreas de Preservação Permanente ou a unidades de conservação. Porém, a falta de vigilância e controle muitas vezes faz com que ainda haja retirada ilegal de madeira, queimadas e outras ações de redução sobre as mesmas²³²⁷.





História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	4 a 5 anos (para o gênero) ⁷⁷⁹ .
Macho	7 anos (para o gênero) ⁷⁷⁹ .
Peso adulto	
Fêmea	2.115 ± 0 321,7 gramas ²³²⁷ .
Macho	2.755,5 ± 0 373 gramas ²³²⁷ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 365 cauda: 394 mm ²³²⁶ .
Macho	Cabeça-corpo: 358 cauda: 478 mm ²³²⁶ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ⁷⁹⁰ .	
Razão sexual	
1:1,5 (M:F adultos) ²³²⁷ .	
Intervalo entre nascimentos	
19 a 24 meses (para o gênero) ^{221,779} .	
Tempo de gestação	
5 a 6 meses ⁷⁷⁹ .	
Tamanho da prole	
1 filhote ²³²⁷ . Bezerra <i>et al.</i> ²⁰⁷ registraram, em uma única ocasião, um adulto carregando dois filhotes. Porém, não puderam afirmar tratar-se de gêmeos ou de <i>allocare</i> .	
Taxa de crescimento anual da população	
0,019 (taxa de crescimento estocástica da modelagem <i>Vortex</i> : modelo base) ²³²⁷ .	
Longevidade	
40 a 50 anos (indivíduos em cativeiro) ⁷⁷⁹ .	
Tempo geracional	
16 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo ²¹²⁴ : 2n = 54, NF = 73.	

População

O tamanho da população total remanescente foi estimado em 1.000 indivíduos²³²⁷. Porém, o número estimado de indivíduos maduros deste táxon seria de apenas 500, uma vez que, para populações do gênero *Sapajus*, considera-se uma igual proporção entre animais jovens e adultos⁷⁹⁰.

Araújo *et al.*⁸³ observaram um grupo de 35 indivíduos, Ferreira *et al.*⁷³⁶ um grupo de 45 indivíduos, Valença-Montenegro²³² tem registros de grupo com apenas nove indivíduos, grupo com mais de 60 e outro com cerca de 90 animais. Bezerra *et al.*²⁰⁷ têm registro de um grupo com 52 indivíduos e Bastos *et al.*¹⁴⁶ de um grupo com 77 indivíduos.

A extensão de ocorrência da espécie é estimada em aproximadamente 23.000 km², mínimo polígono convexo calculado a partir dos registros de ocorrência, e sua área de ocupação conhecida é de 150 km².

As informações sobre abundância populacional são de 2 grupos/km², ou 0,5 grupos/10km²⁷³⁹, gerando uma estimativa de 131 indivíduos para a RPPN Gargaú e matas contíguas na Paraíba, e 0,11 a 0,33 ind/ha^{1903,2327}.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram a perda de *habitat*, cerca de 70% nos últimos 40 anos, o isolamento de populações, a maioria demograficamente não viável, pela expansão da lavoura canavieira, assentamentos rurais, expansão urbana, aumento da matriz rodoviária e incêndios. A caça e a apanha ainda são ameaças relevantes para a espécie.

Até recentemente, devido às populações atlânticas serem consideradas como *S. libidinosus*, eventuais solturas de indivíduos desta espécie pelos órgãos ambientais podem ter ocorrido na área de distribuição de macaco-prego-galego. Porém, este fator de ameaça nunca foi devidamente avaliado e estudos sistemáticos se fazem necessários.

Ações de conservação

Existentes

Realização pelo ICMBio/CPB de Análises de Viabilidade Populacional (AVP) incluindo as populações do Rio Grande do Norte e Paraíba e realização de AVP mais específicas para duas populações que estão sendo monitoradas na Paraíba²³²⁷;

A espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas do Nordeste⁵²⁶.

Presença em unidades de conservação

Rio Grande do Norte: RPPN Mata Estrela^{741,1602}, RPPN Stossel de Brito, no bioma Caatinga⁷³⁶;

Pernambuco: REVIS Matas do Siriji, REVIS Matas de Água Azul;

Paraíba: ESEC Estadual Pau Brasil⁷⁴¹, RPPN Engenho Gargau^{739,1602}, APA Barra do Rio Mamanguape¹⁶⁰², FLONA da Restinga de Cabedelo (oficina de avaliação).

Pesquisas

Existentes

- Ecologia de *Sapajus flavius* em fragmentos de Mata Atlântica na Paraíba (ICMBio/CPB, UFPB, UFRN);
- Definição dos limites oeste da distribuição de *Sapajus flavius* (ICMBio/CPB);
- Genética populacional, filogenia e filogeografia de *Sapajus flavius* (ICMBio/CPB, University of Texas at Austin);
- *In situ* conservation of the blond capuchin, *Cebus flavius*, in fragments of Atlantic Rain Forest in the Northeast of Brazil (UFPE, UFRPE, University of Bristol, University of Louisville);
- Socioecologia de macacos-prego (UFRN);
- Protocolo de manejo e enriquecimento ambiental com grupos de *Sapajus flavius* visando à reprodução e revigoramento populacional (UFPE, UFRPE, Parque Dois Irmãos);
- Monitoramento de populações na Paraíba e em Pernambuco por armadilhamento fotográfico (UFPE).



Sapajus robustus (Kuhl, 1820)

Waldney Pereira Martins

Ordem: Primates

Família: Cebidae

Nomes comuns: macaco-prego-de-crista, mico-topetudo, macaco-preto, macaco



Foto: Waldney Martins

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A4cd

Justificativa

Sapajus robustus é uma espécie endêmica do bioma Mata Atlântica, ocorrendo nos estados da BA, ES e MG. Suspeita-se que a espécie está sofrendo um declínio populacional de pelo menos 50% no período de três gerações ou 48 anos, em decorrência principalmente da perda e fragmentação de *habitat*, pecuária, agricultura, aumento da matriz energética e rodoviária, caça e apanha. Por essa razão foi categorizada com Em Perigo (EN) pelo critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1316,1450}	VU* B2ab(i,v); C2a(i)
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,687a}	Espírito Santo*: VU Minas Gerais*: EN
Avaliação global ¹⁰⁶⁹	EN A2c

*Avaliado como *Cebus robustus*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Cebus apella ssp. *robustus* Kuhl, 1820.

Notas taxonômicas

Macaco prego de crista, *Sapajus robustus* tem esse nome devido ao seu caractere de maior destaque que é a morfologia do capuz, com os pêlos do vértice bastante longos, eretos e convergentes na linha mediana, de modo a formar um único topete¹⁷⁶⁸.

De acordo com Kierulff *et al.*¹⁰⁶⁹, Silva Jr.^{2122,2123} argumentou que os macacos-prego com capuz e os sem capuz^{916,917} são tão diferentes em sua morfologia que devem ser considerados gêneros separados. Portanto, considerou o gênero *Cebus* Erxleben 1777 para os macacos-pregos que não possuem capuz e *Sapajus* Kerr 1792 para o grupo que apresenta capuz. Silva Jr.²¹²² não reconhece nenhuma subespécie para o grupo de macacos-pregos com capuz Hershkovitz^{916,917}. Groves^{878,879} apresentou uma taxonomia alternativa para os macacos-pregos com capuz, como segue: *C. apella apella* (Linnaeus, 1758); *C. apella fatuellus* (Linnaeus, 1766); *C. apella macrocephalus* Spix, 1823; *C. apella peruanus* Thomas,



1901; *C. apella tocaninus* Lönnberg, 1939; *C. apella margaritae* Hollister, 1914; *C. libidinosus libidinosus* Spix, 1823; *C. libidinosus pallidus* Gray, 1866; *C. libidinosus paraguayanus* Fischer, 1829; *C. libidinosus juruanus* Lönnberg, 1939; *C. nigrinus nigrinus* (Goldfuss, 1809); *C. nigrinus robustus* Kuhl, 1820; *C. nigrinus cucullatus* Spix, 1823; *C. xanthosternus* Wied-Neuwied, 1826^{779,1986}. Groves⁸⁷⁸ reconheceu três formas subespecíficas para *C. nigrinus*: *C. nigrinus nigrinus* (Goldfuss, 1809); *C. nigrinus robustus* Kuhl, 1820, considerada uma espécie distinta por Silva Jr.²¹²² e *C. nigrinus cucullatus* Spix, 1823, considerado um sinônimo júnior de *C. nigrinus* por Silva Jr.²¹²². Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Sapajus robustus é endêmico do bioma Mata Atlântica, tendo sua distribuição delimitada a nordeste pelo rio Jequitinhonha, em MG e BA, a noroeste pelo rio Jequitinhonha (MG), a sudoeste pela Serra do Espinhaço nos municípios de Serro, Couto de Magalhães de Minas e Felício dos Santos e rio Suaçuí Grande (MG) e, por fim, tem como limite sudeste o rio Doce (MG e ES)¹³¹⁵. É preciso uma maior amostragem na região considerada zona de intergradação¹³¹⁵. Esta região está localizada entre os rios Suaçuí Grande e Santo Antônio em Minas Gerais. A extensão de ocorrência da espécie é maior que 119.000 km^{1315,1317}, mas o tamanho da área de ocupação é desconhecido.



História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	4 anos (<i>Cebus nigrinus</i>) ⁷⁷⁹ .
Peso adulto	
Fêmea	2.300 g. (para o gênero) ⁷⁷⁹ .
Macho	3.300 g. (para o gênero) ⁷⁷⁹ .



Comprimento adulto	
Fêmea	800 mm (comprimento total); 470 mm (cabeça-corpo).
Macho	875 mm (comprimento total); 465 mm (cabeça-corpo) ¹⁷⁶⁸ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ²²¹ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
2 anos (para o gênero) ^{221,780} .	
Tempo de gestação	
Desconhecido para a espécie.	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ^{221,780} .	
Longevidade	
40 a 50 anos (indivíduos do gênero em cativeiro) ⁷⁷⁹ .	
Tempo geracional	
16 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Desconhecidas para a espécie.	

População

O tamanho da população total remanescente é de 14.400, estimativa extrapolada para a cobertura vegetal remanescente dentro da distribuição geográfica da espécie por meio de dados de censo por transecção linear na Reserva Natural Vale (ES)^{1315,1317}. Entretanto, não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000.

Sapajus robustus apresenta tamanho médio dos grupos de 12 a 15 indivíduos¹³¹⁷.

A espécie está distribuída em uma região que vem sendo intensamente impactada nos últimos anos, por fatores como aumento da matriz rodoviária e energética, expansão urbana, agricultura, pecuária, desmatamento, expansão urbana, caça e apanha. Estima-se que estas ameaças vêm causando intensa perda e fragmentação de *habitat* na área de extensão de ocorrência da espécie e, portanto, suspeita-se que a espécie venha sofrendo um declínio populacional de pelo menos 50% no período de três gerações, ou 48 anos.

As informações sobre abundância populacional: 2,47 – 0,6 avistamentos/10 km na Reserva Natural Vale⁴³⁸; 0,22 grupos/10 km² na ESEC Acauã (MG); 0,65 grupos/10 km e 0,87 grupos/10 km na Fazenda Nossa Senhora de Fátima (MG)¹³¹⁵; 0,535 grupos/km² ou 1,822 ind/km² na Reserva Natural Vale¹³¹⁷.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: Agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, aumento da matriz energética, aumento da matriz rodoviária, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, caça, apanha e extensas áreas de monocultura de eucalipto e *Pinus* sp.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Em 1992 foi criado o Comitê Internacional para a Conservação e Gestão de macacos-prego da Mata Atlântica, *Sapajus xanthosternos* e *S. robustus* pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA). Atualmente, a espécie está contemplada no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Mamíferos



da Mata Atlântica Central^{980,683a}, que tem como objetivo principal incrementar a viabilidade das espécies-alvo, com a reversão do declínio populacional e ampliação da extensão, conectividade e qualidade de seus *habitat* em áreas estratégicas dentro de cinco anos.

Necessárias

Segundo Martins¹³¹⁶ as principais estratégias de conservação para a espécie são:

- Garantir a proteção e a recuperação de áreas existentes dentro dos limites de distribuição da espécie;
- Manutenção de uma população viável de *S. robustus* em cativeiro, controlada e manejada por meio de um *studbook*, é de grande importância para a manutenção da variabilidade genética da espécie. Os indivíduos fora do Brasil são animais cativos em zoológicos dos Estados Unidos que teoricamente fazem parte do *Studbook* mantido pelo Centro de Primatologia do Rio de Janeiro sob a coordenação do Dr. Alcides Pissinati.

Além destas ações, há a necessidade de criação de uma REBIO no estado de Minas Gerais na região do Vale do Mucuri. Essa região apresenta uma alta importância biológica, além de não existirem, dentro dos limites de distribuição de *Sapajus robustus* em MG, nenhuma unidade de conservação de Proteção Integral Federal^{1315,1317}.

Presença em unidades de conservação

Bahia: RPPN Estação Veracel, PARNA Descobrimento, PARNA Pau-Brasil¹³¹⁵, PARNA e Histórico do Monte Pascoal^{1315,2025}, PARNA Alto Cariri⁴³², RESEX Corumbau²⁰²⁵, APA Santo Antônio²¹²², RPPN Portal Curupira (oficina de avaliação), APA Estadual Ponta da Baleia/Abrolhos (oficina de avaliação), APA Estadual Caraíva/Trancoso (oficina de avaliação);

Espírito Santo: REBIO Córrego do Veado, REBIO do Córrego Grande¹³⁸⁹, REBIO Sooretama^{438,1389,1980}, FLONA Rio Preto⁴³³, RPPN Fazenda Sayonara, APA Estadual Conceição da Barra (oficina de avaliação);

Minas Gerais: REBIO Estadual Mata dos Ausentes, ESEC Estadual Acauã¹³¹⁷, REVIS Mata dos Muriquis, APA Estadual Alto do Mucuri⁴³².

Pesquisas

São necessários estudos sobre a biologia e ecologia, aliados a parâmetros populacionais como densidade populacional e tamanho de grupo, considerados essenciais para a elaboração de ações voltadas à conservação da espécie¹³¹⁶.

Sapajus xanthosternos (Wied-Neuwied, 1826)

Gustavo Rodrigues Canale, André Chein Alonso & Waldney Pereira Martins

Ordem: Primates

Família: Cebidae

Nome comum: macaco-prego-do-peito-amarelo

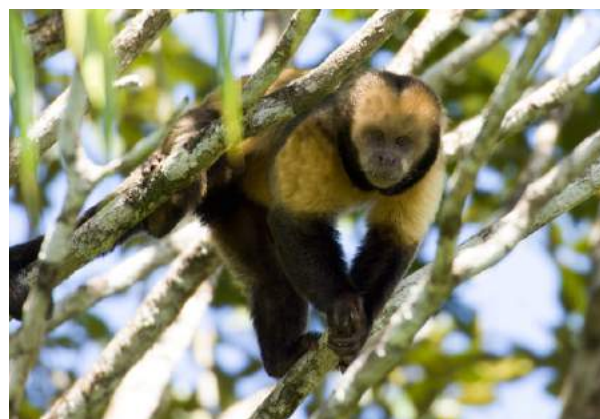


Foto: Luciano Candisani



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A2cd; C2a(i)

Justificativa

Sapajus xanthosternos é uma espécie que ocorre no norte de Minas Gerais, Sergipe e Bahia. Sua população foi estimada entre 3.000 e 5.000 indivíduos, com menos de 2.500 indivíduos maduros. As subpopulações apresentam menos que 250 indivíduos maduros. Há um declínio populacional continuado e a redução populacional foi inferida em pelo menos 50% nas últimas três gerações em razão das ameaças que estão associadas à perda, fragmentação e desconexão de *habitat*, além de assentamentos rurais, agricultura, pecuária, incêndios, caça e apanha. Sendo assim, esta espécie foi classificada como Em Perigo (EN) pelos critérios A2cd; C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1082,1450}	CR* A2cd; C2a(i)
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais*: CR
Avaliação global ¹⁰⁶⁸	CR A2cd

*Avaliado como *Cebus xanthosternos*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Cebus apella ssp. xanthosternos Wied-Neuwied, 1826.

Notas taxonômicas

Silva Jr.^{2122,2123} argumentou que os macacos-prego com capuz e os sem capuz^{916,917} são tão diferentes em sua morfologia que devem ser considerados gêneros separados. Portanto, considerou o gênero *Cebus* Erxleben 1777 para os macacos-pregos que não possuem capuz e *Sapajus* Kerr 1792 para o grupo que apresenta capuz. Silva Jr.²¹²², não reconhece nenhuma subespécie para o grupo de macacos-pregos com capuz^{916,917}. Groves^{878,879} apresentou uma taxonomia alternativa para os macacos-pregos com capuz, como segue: *C. apella apella* (Linnaeus, 1758); *C. apella fatuellus* (Linnaeus, 1766); *C. apella macrocephalus* Spix, 1823; *C. apella peruanus* Thomas, 1901; *C. apella tocantinus* Lönnberg, 1939; *C. apella margaritae* Hollister, 1914; *C. libidinosus libidinosus* Spix, 1823; *C. libidinosus pallidus* Gray, 1866; *C. libidinosus paraguayanus* Fischer, 1829; *C. libidinosus juruanus* Lönnberg, 1939; *C. nigrinus nigrinus* (Goldfuss, 1809); *C. nigrinus robustus* Kuhl, 1820; *C. nigrinus cucullatus* Spix, 1823; *C. xanthosternos* Wied-Neuwied, 1826^{779,1440}. Aqui está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Sapajus xanthosternos é endêmico ao Brasil ocorrendo nos estados da Bahia, Minas Gerais e Sergipe, onde é residente e nativo¹¹⁸⁴. Possui a distribuição geográfica limitada pelo rio São Francisco a oeste e a norte, e pelo rio Jequitinhonha ao sul e o limite oriental é o oceano Atlântico^{469,470,2122}. O limite sudoeste da espécie pode ser maior que o suspeitado, já que foi encontrada uma população as margens do rio Jequitaí, município de Francisco Dumont (MG) (W.P. Martins, dados não publicados). Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica. A extensão de ocorrência da espécie é maior que 20.000 km² e infere-se que a área de ocupação seja maior que 2.000 km².



História natural

Sapajus xanthosternos ocorre em floresta ombrófila densa, floresta ombrófila submontana, mangue, floresta semidecídua em áreas de cerrado e caatinga arbórea e arbustiva^{363,1629}. Estudos em *habitat* de floresta em Sergipe⁴¹³ indicam que *S. xanthosternos* tem preferência por florestas maduras, apesar de bastante tolerante aos efeitos da fragmentação do *habitat*, movimentando-se com facilidade entre fragmentos com diferentes graus de maturidade e distúrbios antropogênicos³⁶³, podendo utilizar áreas de cabruca, seringais e matas que tiveram exploração de madeira (A. Alonso, dados não publicados).

A área de vida do táxon baseada em mínimo polígono convexo é estimada entre 418 a 1030 ha (Kernel: 259 a 979 ha)^{360,363,1184}. Para um grupo de 24 a 27 indivíduos na REBIO Una, registrou-se área de vida de 1030 ha (Kernel: 979 ha)³⁶³, após a fissão deste grupo, a área de vida do grupo de 14 indivíduos monitorado por um ano foi reduzida para 969 ha (Kernel: 671 ha)³⁶⁰. Um grupo de 9 a 10 indivíduos monitorado por 16 meses na RPPN Capitão apresentou área de vida de 478 ha (Kernel: 259 ha). Enquanto um grupo de 17 a 18 indivíduos com avistamentos fortuitos registrados na Reserva Ecológica da Michelin apresentou área de vida de 418 ha (Kernel não calculado)³⁶³.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	4 anos (<i>Cebus nigratus</i>) ⁷⁷⁹ .
Peso adulto	
Fêmea	1.370 a 3.400 g. ¹⁹⁶⁸ .
Macho	1.300 a 4.800 g. ¹⁹⁶⁸ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 465, cauda: 870 mm ^{914,1092} ; Cabeça-corpo: 340 a 440 mm ⁸⁷⁸ .
Macho	Cabeça-corpo: 465, cauda: 870 mm ^{914,1092} ; Cabeça-corpo: 340 a 440 mm ⁸⁷⁸ .



Sistema de acasalamento
Poligâmico ²²¹ .
Razão sexual
Desconhecida para a espécie.
Intervalo entre nascimentos
2 anos (para o gênero) ^{221,780} .
Tempo de gestação
5 a 6 meses (G.R. Canale, dados não publicados).
Tamanho da prole
1 filhote (para o gênero) ^{221,780} .
Longevidade
até 50 anos (indivíduos do gênero em cativeiro) ⁷⁷⁹ .
Tempo geracional
16 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: 2n = 54 apresentando um par de cromossomos distinto em relação a <i>C. apella</i> ²⁰⁸² . Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Foi observada a ocorrência de polimorfismos entre populações ou subespécies de diferentes regiões devido a variações na heterocromatina ^{1296,1323,2083} .

População

O tamanho da população total remanescente é de 3.000 a 5.000^{711,1184,1476} e, com base nesta informação, infere-se que o número de indivíduos maduros deste táxon seja menor que 2.500. Além disto, e considerando o alto grau de fragmentação de suas populações, infere-se que nenhuma subpopulação apresente mais que 250 indivíduos maduros.

Sapajus xanthosternus apresenta tamanho médio dos grupos de 9 a 27 indivíduos: 9 a 10 indivíduos na RPPN Capitão, 24 a 27 indivíduos na REBIO de Una, e 18 indivíduos na Reserva Ecológica da Michelin¹¹⁸⁴.

A espécie está distribuída em uma região que vem sendo intensamente impactada nos últimos anos, por fatores como incêndios, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão e redução de *habitat*, caça e apanha. Estima-se que estas ameaças vêm causando intensa perda e fragmentação de *habitat* na área de extensão de ocorrência da espécie. O aumento da intensidade do desmatamento ocorreu em meados de 1970^{361,1402} e, portanto, suspeita-se que a espécie tenha sofrido um declínio populacional de pelo menos 50% nas últimas três gerações, ou 48 anos.

As informações sobre abundância populacional são: 0,72 grupos/km² ou 10,87 ind/km² - Una, Bahia¹⁹⁹⁶; 0,6 grupos/km² e 4,6 ind/km² na Fazenda Trapsa, Itaporanga d'Ajuda, Sergipe⁷²⁵.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: incêndio, assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, caça e apanha.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está contemplada no Plano de Ação Nacional (PAN) para Conservação dos Primatas do Nordeste⁶⁸⁹ que tem como objetivo principal garantir pelo menos cinco populações viáveis para cada espécie-alvo, em diferentes ecossistemas, aumentando a área e a conectividade dos *habitat* dessas espécies e diminuindo os conflitos socioambientais nas áreas de ocorrência. Também está inserida no



Plano de Ação Nacional para a Conservação das espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal - PAN Manguezal^{990c}.

Em 1992 foi criado um comitê sob a coordenação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) para a conservação e manejo de duas espécies de macacos-prego com ocorrência na Floresta Atlântica, *S. xanthosternos* e *Sapajus robustus*, visando promover estudos de campo e organizar uma população em cativeiro a partir dos inúmeros espécimes provenientes de apreensões. Este programa foi reestruturado em 2002^{120,2024}, porém extinto em 2011. Apesar disso existe um grande esforço de apoio à pesquisa in situ por parte dos zoológicos europeus que mantêm populações de *S. xanthosternos* em um programa de reprodução monitorado e organizado¹¹⁸⁴.

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Necessárias

Deve ser dada maior relevância às unidades de conservação na região da Chapada Diamantina (BA), em especial as localidades de Andaraí, Lençóis e Mucugê, onde há simpatria entre esta espécie e *C. barbarabrownae* que está criticamente ameaçado de extinção. Tais UC têm conflitos fundiários, necessitam conselhos, infraestrutura básica, planos de manejo entre outros. unidades de conservação que possuem áreas com simpatria de espécies ameaçadas de extinção, necessitam ser priorizadas para efetivação em relação às UC que não possuem tal característica (R.C. Printes, com. pess., 2012).

Implantação de unidades de conservação ao longo de sua distribuição. Há um número muito reduzido de UC na parte oeste da distribuição da espécie, região que merece atenção especial devido à existência de poucos remanescentes florestais. Especificamente na região da Mata Atlântica do sul da Bahia, é necessário intensificar a fiscalização dentro das UC, e a repressão da caça para consumo de carne e captura de filhotes de macacos-prego. Isto associado à informação e educação ambiental das comunidades locais em áreas de contato com populações de macacos-prego.

Presença em unidades de conservação

Sergipe: APA Litoral Sul⁴¹³, PARNA Serra de Itabaiana¹⁶⁴,

Bahia: REBIO Una^{1081,2025,2405}, PE Serra do Conduru^{394,1081}, RPPN Fazenda Pé de Serra, PE Sete Passagens¹⁰⁸¹, RPPN Reserva Capitão¹⁰⁶⁷, PARNA Chapada Diamantina, PARNA Serra da Lontras, RPPN Pedra do Sabiá, RPPN Reserva Ecológica Rio Capitão, RPPN Serra do Teimoso, APA Itacaré-Serra Grande (Canale *et al.*, dados não publicados), RPPN Serra Bonita (M. Montenegro, com. pess., 2012), REVIS de Una (oficina de avaliação), APA Estadual Baía de Camamu (oficina de avaliação), APA Estadual Lagoa Encantada (oficina de avaliação), APA Estadual Marimbus/Iraquara (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Ararauna (oficina de avaliação), RPPN Ecoparque de Una (oficina de avaliação);

Minas Gerais: REBIO Mata Escura (Canale *et al.*, dados não publicados).

Pesquisas

Existentes

Existe uma pesquisa em andamento envolvendo a ecologia da espécie na Caatinga e nas áreas de tensão ecológica (Caatinga/Mata Atlântica) e/ou em diferentes tipos de *habitat* (matas semi-decíduas, ambientes rupestres).

Necessárias

Análise genética das populações selvagens da espécie para entender a variação de coloração e possíveis hibridismos com outras espécies de *Sapajus*. Esse conhecimento ajudaria principalmente na identificação de híbridos para o manejo da espécie em cativeiro¹⁰⁶⁸.

Pesquisas sobre a ecologia da espécie para entender as causas das baixas densidades encontradas e os efeitos da fragmentação nas populações remanescentes¹⁰⁶⁸.

É preciso uma maior amostragem na Mata da Sambaíba, próxima ao município de Pacatuba, Sergipe (L. Jerusalinsky, com. pess., 2012).



***Cacajao hosomi* Boubli, da Silva, Amado, Herbk, Pontual & Farias, 2008**

André Chein Alonso

Ordem: Primates

Família: Pitheciidae

Nomes comuns: uacari, bicó



Foto: Jean Philippe Boubli

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A4d

Justificativa

Cacajao hosomi possui distribuição restrita e, apesar de ocorrer em unidade de conservação, essa área se sobrepõe quase inteiramente com Terras Indígenas, onde vem sendo relevante o aumento populacional dos Yanomamis e, consequentemente, o aumento da pressão de caça focada nessa espécie, principalmente pelo uso de armas de fogo e o acesso às áreas mais remotas que é cada vez maior. Suspeita-se que a espécie ocupe uma área relativamente menor em virtude da existência de lacunas de registro na extensão de ocorrência e ocupação (EOO). Devido a isso, suspeita-se uma redução de pelo menos 50% da população ao longo de três gerações, sendo assim categorizado como Em Perigo (EN) sob o critério A4d.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁷²	VU A2d

Outros nomes aplicados ao táxon

Cacajao melanocephalus melanocephalus.

Notas taxonômicas

Esta espécie foi descrita recentemente por Boubli *et al.*²⁷⁰ e neste trabalho seguimos a taxonomia dos primatas neotropicais proposta por Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

O táxon não é endêmico ao Brasil, ocorrendo também na Venezuela²⁷⁰. No Brasil está presente no estado do Amazonas, onde é residente e nativo. A distribuição desta espécie é delimitada a sul e a oeste pelo rio Negro (Brasil e Venezuela), e a leste pelo rio Marauíá (Brasil), e pelo canal Cassiquiari e rio Orinoco, ao norte (Venezuela)²⁷⁰, embora possa ocorrer também ao norte do canal Cassiquiari²⁷⁰. É preciso uma maior amostragem no lado Venezuelano, ao longo do canal Cassiquiari e alto Orinoco. Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação



ou extensão de ocorrência histórica. Outrora abundante ao longo do Canal Maturacá (canal natural que liga o rio Cauaburi no Brasil com o Canal Cassiquiari na Venezuela), atualmente é considerado raro nesta região devido à intensa caça por garimpeiros e comunidades tradicionais²⁷⁴. A consequência deste impacto pode ser a extinção local em grande parte da distribuição no sul da Venezuela, estando as populações remanescentes restritas às florestas do interflúvio Baria-Manipitari¹¹⁵⁶. A extensão de ocorrência da espécie é 11.257 km² (mínimo polígono convexo - MPC), mas provavelmente é maior por ocorrer em todo o PARNA do Pico da Neblina. Não se sabe se área de ocupação da espécie é maior que 2.000 km².



História natural

Cacajao hosomi habita floresta Amazônica de terra firme, floresta de igapó, campinarana ou caatinga do rio Negro, floresta de solos arenosos, e floresta ombrófila montana até altitudes de 1.500 metros²⁷⁴.

O táxon é restrito a *habitat* primários, porém não se sabe se apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente.

Boubli²⁷³ e Boubli & Tokuda²⁷¹ reportam que o grupo de *Cacajao hosomi* estudado usava áreas fora do sistema de trilhas o qual tinha cerca de 1.000 ha e sugerem que *C. hosomi* pode mudar sua área de vida sazonalmente para melhor aproveitar os recursos supra-anuais.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	Desconhecida para a espécie.
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	3.100 g. ²⁷⁰ .
Macho	4.500 g. ²⁷⁰ .



Comprimento adulto	
Fêmea	638 mm ²⁷⁰ .
Macho	690 mm ²⁷⁰ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ²⁷³ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecido para a espécie.	
Tempo de gestação	
6 meses para <i>Cacajao calvus calvus</i> ¹⁰³ .	
Tamanho da prole	
1 indivíduo.	
Longevidade	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo geracional	
10 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Este táxon é espécie irmã de <i>Cacajao ayresi</i> , tanto morfologicamente como molecularmente são muito semelhantes.	

População

No PARNA do Pico da Neblina o tamanho de um grupo de *Cacajao hosomi* foi estimado em cerca de 70 indivíduos por Boubli²⁷³.

Apesar da relativamente grande área de distribuição, o declínio populacional é suspeitado considerando a caça focada nesta espécie, em uma área que é conhecida pelos indígenas como “matas de fome”, pela ausência de “caça” em extensas áreas. A espécie ocupa efetivamente uma área muito menor, pois há varias lacunas de registro em sua distribuição.

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, mas estima-se que o número de indivíduos maduros deste táxon seja superior a 10.000.

Existe aporte de indivíduos de fora do Brasil, mas não se sabe sobre a contribuição relativa de populações estrangeiras para a manutenção das populações nacionais.

As informações sobre abundância populacional são: 7 ind/km² – PARNA do Pico da Neblina (AM)²⁷³.
Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: Caça intensa pelos indígenas Yanomamis em especial nas áreas de Maturacá, Nazaré, Xamatá e Pochoró. Ainda que boa parte da população da espécie esteja em áreas protegidas no Brasil, já existem locais em que se constatou drástica redução populacional, como por exemplo, no canal de Maturacá, onde antes a espécie era abundante.

Ações de conservação

A espécie está listada no Apêndice I da CITES e incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Presença em unidades de conservação

Amazonas: PARNA do Pico da Neblina²⁷³, REBIO Morro dos Seis Lagos (J.P. Boubli, com. pess., 2012).



A espécie também está presente em unidades de conservação na Venezuela: PARNA Serrania de la Neblina.

Callicebus barbarabrownae Hershkovitz, 1991

Rodrigo Cambará Printes, André Chein Alonso & Leandro Jerusalinsky

Ordem: Primates

Família: Pitheciidae

Nomes comuns: guigó, guigó-da-caatinga, sauá-loiro, pangola



Foto: Antônio Estrela

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) C2a(i)

Justificativa

Callicebus barbarabrownae é uma espécie rara e endêmica à Caatinga da Bahia e Sergipe. Possui uma densidade populacional muito baixa, com número de indivíduos maduros inferido próximo a 250 e subpopulações também muito pequenas, com menos de 50 indivíduos maduros em cada. Sua população tende a apresentar um declínio continuado, sendo motivado principalmente pela perda e fragmentação de *habitat*. A espécie não foi registrada em unidades de conservação de Proteção Integral. Dessa forma, *Callicebus barbarabrownae* foi categorizada como Criticamente em Perigo (CR), pelos critérios C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹⁷⁹⁴	CR B2ab(i,ii,iii); C2a(i); D
Listas estaduais de espécies	Não consta
Avaliação global ²³⁵⁷	CR C2a(i)

Outros nomes aplicados ao táxon

Callicebus gigot gigot (Hill, 1960); *Callicebus personatus barbarabrownae* Hershkovitz, 1991 (Grooves 2001).

Notas taxonômicas

Todas as revisões de *Callicebus* têm alocado seus táxons a grupos de espécies com base em caracteres morfológicos. Hershkovitz^{923,924} e Groves^{878,879} consideraram quatro grupos para o gênero, sendo os táxons que habitam a Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga – inclusive a forma *barbarabrownae* – incluídos no grupo *moloch*, predominantemente amazônico. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰² propuseram cinco grupos de espécies para *Callicebus*, alocando as formas do leste do Brasil – inclusive *barbarabrownae* – em um grupo próprio: *personatus*. Para os táxons atualmente alocados



nesse grupo, Hershkovitz^{923,924} considerou as formas *personatus* (É. Geoffroy, 1912), *melanochir* (Wied-Neuwied, 1920), *nigrifrons* (Spix, 1823) e *barbarabrownae* Hershkovitz, 1990, como sub-espécies de *C. personatus*, sendo que *C. coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 ainda não tinha sido descrito. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², com base principalmente em dados craniométricos, sugeriram o nível específico para todas as formas do grupo *personatus*, inclusive *C. barbarabrownae*. Por outro lado, Groves^{878,879}, seguiu amplamente a proposta de Hershkovitz⁹²⁴, considerando as formas *personatus*, *nigrifrons*, *melanochir* e *barbarabrownae* como sub-espécies de *C. personatus*, mas aceitando o nível específico para *C. coimbrai*. Em sua revisão sobre o gênero, van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁹ seguiram a proposta de Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², também aceita por Rylands *et al.*¹⁹⁹³ e Rylands²⁰⁰⁰, considerando *C. barbarabrownae* como espécie plena e compondo o grupo *personatus* juntamente com as espécies *C. nigrifrons*, *C. melanochir*, *C. personatus* e *C. coimbrai*. Printes¹⁷⁹⁸ desataca que o histórico taxonômico de *C. barbarabrownae* é complexo, envolvendo uma possível confusão de nomenclatura com a antiga espécie de Spix, *Callithrix gigot* (Spix 1823) e de localidade-tipo com *Callicebus melanochir* (Wied-Neuwied 1820), espécie parapátrica. No presente documento é adotada a classificação de Rylands²⁰⁰⁰.

Distribuição geográfica

Callicebus barbarabrownae é endêmico do Brasil, presente nos estados de Bahia e oeste de Sergipe, onde é residente e nativo^{1792,1794,1800,2357}. De acordo com Printes *et al.*^{10,14}, os limites geográficos reconhecidos atualmente para *C. barbarabrownae* são: Serras de Minuim, Bahia, ao norte; Serra do Sincorá, Bahia, ao sul; município de Coronel João Sá, Bahia, a leste; e as Serras de Salitre, Bahia, a oeste.

É preciso uma maior amostragem na TI Quiriri, em Banzaê, Bahia, onde provavelmente há uma população, bem como no PARNA da Chapada Diamantina, Lençóis, Bahia, e no PE Sete Passagens, Miguel Calmon, Bahia, locais de possível ocorrência.

A extensão de ocorrência da espécie é de 291.438 km² e sua área de ocupação é de 2.636 km² de acordo com Printes *et al.*¹⁸⁰⁰.





História natural

Callicebus barbarabrownae ocorre em Caatingas arbóreas e matas orográficas, entre 241 e 908 metros¹⁸⁰⁰. Não é restrito a *habitat* primários e apresenta certa tolerância a modificações/ perturbações do ambiente¹⁸⁰⁰.

O tamanho da área de vida do táxon é desconhecido.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	2,5 anos (para <i>C. melanochir</i>) ^{683c} .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	1.378 g. (970 a 1.600) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Macho	1.270 g. (1.050 a 1.650) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 356 mm (310 a 400), cauda: 485 mm (418 a 560) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Macho	Cabeça-corpo: 380 mm (350 a 420), cauda: 508 mm (470 a 550) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Sistema de acasalamento	
Monogâmico ¹⁸⁸² .	
Razão sexual	
1:1 (para o gênero) ¹⁵⁴⁷ .	
Intervalo entre nascimentos	
Desconhecido para a espécie.	
Tempo de gestação	
6 meses (para <i>C. coimbrai</i>) ^{772,2019} .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ¹⁵⁰¹ .	
Longevidade	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo geracional	
8 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: Desconhecido. Para outras espécies do grupo <i>personatus</i> já foram encontrados 2n = 42, para <i>C. nigrifrons</i>¹⁵¹², e 2n = 44, para <i>C. personatus</i>¹⁹¹⁸ e <i>C. coimbrai</i>¹⁹²⁰. O cariótipo encontrado para estas espécies foi completamente homólogo nos padrões de bandeamento G e na posição do NOR. Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Análises de mapeamento genômico comparativo (ZOO-FISH) demonstraram que o grupo <i>personatus</i> de <i>Callicebus</i> representa uma linhagem distinta, com base em cinco sinapomorfias cromossômicas, dando suporte à validade deste grupo de espécies^{1792,1920}. Estudos cariotípicos sobre <i>C. melanochir</i> e <i>C. barbarabrownae</i> e, principalmente, análises moleculares incluindo mais táxons de <i>Callicebus</i> são necessárias para compreender as relações filogenéticas entre as formas do grupo <i>personatus</i>, e deste com os demais grupos do gênero¹⁷⁹².	

População

Baseado nos dados de Printes¹⁷⁹⁸ e Printes *et al.*¹⁸⁰⁰ – considerando apenas os indivíduos e grupos efetivamente registrados, sem extrapolações, estima-se que o tamanho da população total remanescente de *C. barbarabrownae* seja inferior a 1.000 indivíduos. Consequentemente, infere-se que o número de indivíduos maduros deste táxon não seja maior que o limiar de 250.

Já foram obtidas as seguintes estimativas de tamanho de grupo para *Callicebus barbarabrownae*:



3-4 indivíduos (média de 3,3), em dois grupos observados na região de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia⁵⁰⁴; 5 indivíduos, em um grupo observado no noroeste de Sergipe⁷⁹¹; 2-4 indivíduos, em grupos observados durante levantamento de populações da espécie¹⁸⁰⁰.

Informações sobre abundância populacional: 0,19 grupos/10 km, estimado por meio de três observações, e 0,85 grupos/10 km, calculado por meio de 13 eventos de vocalização, na região de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia⁵⁰⁴; 4 ind/km², no noroeste de Sergipe⁷⁹¹.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: desmatamento associado à implantação de pastagens para pecuária extensiva e à conversão de áreas para agricultura; novos assentamentos rurais em área de ocorrência da espécie; expansão urbana causando perda de áreas rurais de municípios; fragmentação florestal levando à redução de *habitat*. As poucas dezenas de fragmentos ocupados pela espécie estão esparsos em uma matriz pouco permeável, levando a que as populações remanescentes estejam severamente fragmentadas, gerando potenciais riscos demográficos e genéticos. A ampliação das áreas urbanizadas vêm aumentando os riscos de eletroplessões, atropelamentos e predação por cachorros domésticos. A espécie não é um alvo preferencial de caça ou domesticação, mas sofre tais impactos de forma esporádica ou oportunística, e já foi observado um caçador portando um indivíduo morto da espécie próximo a Lençóis, Bahia⁵⁰⁴.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES. Em 2003, o Governo do Brasil instituiu um Grupo de Trabalho para a Conservação de *Callicebus barbarabrownae* e *Callicebus coimbrai*¹²⁶¹. Em 2010, *Callicebus barbarabrownae* foi incluído entre os 25 primatas mais ameaçados do mundo pelo Grupo Especialista em Primatas da IUCN e pela Sociedade Internacional de Primatologia²⁰⁵⁸. Em 2011, a espécie foi enfocada na formulação do Plano de Ação Nacional para os Primatas do Nordeste – PAN PRINE⁵²⁶, que estabeleceu estratégias para sua conservação. Antônio Estrela desenvolveu atividades de educação ambiental na região de Lamarão, Bahia.

Necessárias

De acordo com Printes & Rylands¹⁷⁹⁴, as principais estratégias para a conservação da espécie são:

- Desenvolvimento de atividades de educação ambiental com os agricultores e planejamento conjunto do desenho dos lotes para assentamentos rurais, visando manter a conexão entre as áreas de reserva legal, com parceria entre o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e os órgãos ambientais federais competentes;
- Financiamento para agricultura e irrigação como incentivo à agricultura familiar e em detrimento da pecuária e do desmatamento anual de novas áreas para plantio;
- Resolver a situação fundiária e implementar planos de manejo nas unidades de conservação (estaduais e federais) já existentes. Exemplos citados pelos autores: “PARNA da Chapada Diamantina (com problemas fundiários) e o PE das Sete Passagens (sem plano de manejo)”;
- Criar mecanismos para facilitar a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN);
- Por fim, os autores afirmam que “Nos locais onde há necessidade de estabelecer novas unidades de conservação de domínio público, sugere-se que sejam unidades de tamanho operacional para a fiscalização e desapropriação, incentivando, simultaneamente, a criação de RPPNs em seu entorno. Essa estratégia é recomendada para a região de Salitre, município de Gentio do Ouro (BA), onde foram encontradas caatingas arbóreas com guigós”¹⁷⁹⁴;
- Conforme Printes¹⁷⁹⁸, dentre as áreas com ocorrência de *Callicebus barbarabrownae*, aquelas com melhor potencial para criação de unidades de conservação de Proteção Integral visando a conservação da espécie são: Município de Gentio do Ouro e região de Salitre (BA) (11°32’54,40”S, 42°22’58,70”W);



Município de Monte Santo - Contendas (10°26'44,60"S, 39°10'11,70"W); Município de Monte Santo - Serra Branca (10°24'32,40"S, 39°20'27,80"W).

Presença em unidades de conservação

Há mais de 25 unidades de conservação (UC) dos diversos níveis – federal, estadual e municipal – ao longo da extensão de ocorrência de *Callicebus barbarabrownae*, sendo praticamente a metade destas, RPPNs.

Bahia: ESEC Raso da Catarina (oficina de avaliação), ARIE Serra do Orobó (oficina de avaliação), APA Marimbus/Iraquara (oficina de avaliação), APA Serra Branca/Raso da Catarina (oficina de avaliação).

Há, ainda, a possibilidade de ocorrência de *C. barbarabrownae* no PARNA da Chapada Diamantina, em função de registros obtidos em uma propriedade confrontante com essa UC^{1794,1800}.

Pesquisas

Existentes

Rodrigo Cambará Printes (ICMBio) desenvolveu projeto de doutorado pela UFMG, com apoio do IESB, para levantamento de populações, definição de limites de distribuição e avaliação do *status* taxonômico da espécie mediante financiamento do Programa de Proteção as Espécies Ameaçadas de Extinção da Mata Atlântica Brasileira, coordenado em parceria pela Fundação Biodiversitas e CEPAN^{1798,1800}. Os trabalhos desse pesquisador incluem, ainda, análises etnoprimatológicas e proposição de estratégias de conservação^{1798,1800,1801} (Printes & Estrela, dados não publicados). Antônio Estrela realizou levantamentos populacionais, e trabalhos de etnoprimatologia e de educação ambiental na região de Lamarão, Bahia, com apoio da Secretaria de Educação daquele município⁶⁹⁰. O ICMBio/CPB, em parceria com a UFS e a SEMARH/Sergipe, realizou levantamento de áreas de ocorrência da espécie nos limites de distribuição com *C. coimbrai* e vem realizando modelagens de distribuição potencial para contribuir com a definição dos limites de distribuição da espécie^{1029,1031}. Stephen F. Ferrari (UFS) vem orientando diversos estudos sobre a espécie, incluindo levantamentos de abundância populacional⁷⁹¹ e áreas de ocorrência¹²⁸⁵.

Callicebus coimbrai Kobayashi & Langguth, 1999

Leandro Jerusalinsky & João Pedro Souza-Alves

Ordem: Primates

Família: Pitheciidae

Nomes comuns: guigó, guigó-de-coimbra-filho



Foto: João Pedro Souza-Alves



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(ii,iii,v); C2a(i)

Justificativa

Callicebus coimbrai é uma espécie endêmica da Mata Atlântica de Sergipe e litoral norte da Bahia. Sua pequena população remanescente com cerca de 2.000 indivíduos está severamente fragmentada, ocupando áreas de 3 a 3.000 ha, com uma área de ocupação total de 150 a 200 km², inseridos em uma matriz de pastagem, cana-de-açúcar, silvicultura e citricultura. Nenhuma de suas subpopulações tem mais de 250 indivíduos maduros. Sua população tende a apresentar um declínio continuado, sendo motivado principalmente pela perda e fragmentação do *habitat*, causado por atividades agropecuárias, expansão urbana e assentamentos rurais. Dessa forma, esse táxon foi classificado como Em Perigo (EN) pelos critérios B2ab(ii,iii,v); C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹⁰³⁵	CR B1ab(i,ii,iii); C2a(i); D
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Avaliações estaduais	Não consta
Avaliação global ²³⁶¹	EN B1ab(ii,iii); C2a(i)

Notas taxonômicas

Todas as revisões de *Callicebus* têm alocado seus táxons a grupos de espécies com base em caracteres morfológicos^{923,924}. Hershkovitz e Groves⁸⁷⁸ consideraram quatro grupos para o gênero, sendo os táxons que habitam a Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga incluídos no grupo *moloch*, predominantemente amazônico. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰² propuseram cinco grupos de espécies para *Callicebus*, alocando as formas do leste do Brasil – inclusive *coimbrai*, descrito nesse trabalho de 1999 – em um grupo próprio: *personatus*. Para os táxons atualmente alocados nesse grupo, Hershkovitz^{923,924} considerou as formas *personatus* (É. Geoffroy, 1912), *melanochir* (Wied-Neuwied, 1920), *nigrifrons* (Spix, 1823) e *barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990), como sub-espécies de *C. personatus*, sendo que *C. coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999) ainda não tinha sido descrito. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², com base principalmente em dados craniométricos, sugeriram o nível específico para todas as formas do grupo *personatus*, inclusive *C. coimbrai*. Por outro lado, Groves^{878,879}, seguiu amplamente a proposta de Hershkovitz⁹²⁴, considerando as formas *personatus*, *nigrifrons*, *melanochir* e *barbarabrownae* como sub-espécies de *C. personatus*, mas aceitando o nível específico para *C. coimbrai*. Em sua revisão sobre o gênero, van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁹ seguiram a proposta de Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², também aceita por Rylands *et al.*¹⁹⁹³ e Rylands²⁰⁰⁰, considerando *C. coimbrai* como espécie plena e compondo o grupo *personatus* juntamente com as espécies *C. personatus*, *C. melanochir*, *C. nigrifrons* e *C. barbarabrownae*. Esta última é a classificação adotada no presente documento.

Distribuição geográfica

Callicebus coimbrai é endêmico ao Brasil, e está presente no estado de Sergipe e ao norte da Bahia, onde é residente e nativo. Sua distribuição geográfica cobre pouco menos de 30.000 km², compreendendo a zona da mata de Sergipe e litoral norte da Bahia^{1029,1035}. Os limites oriental (Oceano Atlântico) e setentrional (rio São Francisco) de distribuição da espécie são bem definidos, por serem grandes e estáveis barreiras físicas à dispersão^{1029,1035,1792}. Não existe qualquer registro de *Callicebus* na margem esquerda do rio São Francisco nos estados de Bahia, Alagoas e Pernambuco, determinando os limites norte e noroeste do gênero na Mata Atlântica e Caatinga^{1629,1792}. Em concordância com Hershkovitz⁹²⁴, que propôs como limite setentrional para *C. barbarabrownae* o rio Itapicuru, no extremo norte do litoral baiano, Kobayashi & Langguth¹¹⁰² sugeriram esse rio como limite meridional para a distribuição de *C. coimbrai*, o que foi seguido por van Roosmalen *et al.*¹⁹³⁹. Entretanto, registros de Printes^{1797,1798}



próximos ao Recôncavo Baiano, apontaram o rio Paraguaçu como presumível limite sul da distribuição de *C. coimbrai*, supostamente atuando como barreira ao contato com *C. melanochir*, sugerindo-se que *C. barbarabrownae* estaria restrito a áreas mais intracontinentais, em ambas as margens do rio Paraguaçu^{1792,1801}.

Ainda restam incertezas quanto aos limites exatos da distribuição de *C. coimbrai* a oeste, embora atualmente se considere que coincida aproximadamente com os limites da Mata Atlântica e, portanto, com a borda oriental da distribuição de *C. barbarabrownae*, espécie que ocupa ambientes associados ao bioma Caatinga^{1029,1030,1035,1799,1801}. Além disso, resultados de diversos levantamentos populacionais evidenciaram uma lacuna de ocorrência de guigós que varia entre 30 e 70 km de largura entre as populações mais próximas à costa oceânica, portanto na Mata Atlântica, e aquelas mais intracontinentais, portanto na Caatinga^{165,708,1029,2030}. Esse hiato corresponde às formações conhecidas como agreste, na transição entre os dois biomas, conferindo suporte à hipótese de uma barreira ecológica entre *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*^{708,1029,1032,1792}. Assim, a distribuição atual de *C. coimbrai* estaria praticamente delineada a oeste pela isoietal de 1.000 mm, com uma clara preferência de *habitat* por ambientes de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecídua, e praticamente restrita a altitudes de até 200 metros¹⁰²⁹. Os resultados de modelagens de distribuição potencial com uso de MAXENT sobre estas espécies reforçam a proposta de existência de uma barreira ecológica entre suas distribuições^{1029,1032}. Outra questão relacionada ao limite oeste de *C. coimbrai* é que, sendo uma espécie que ocupa preferencialmente florestas úmidas, é possível que sua distribuição a oeste tenha se retraído em direção ao leste, em função da prática antrópica de desmatamento e queimada, que teria propiciado um avanço das matas mais secas e formações características da Caatinga – teoricamente ocupadas por *C. barbarabrownae*⁹²⁴ – sobre áreas antigamente cobertas por matas mais úmidas e formações associadas à Mata Atlântica⁴⁶⁰.

Atualmente, o registro mais setentrional de *C. coimbrai* está situado na Mata da Maresia (10°24'S, 36°43'W) e o mais oriental na Fazenda Aiumas/Mata da Estiva (10°25'S, 36°40'W), ambos no nordeste de Sergipe. Os extremos meridional e ocidental coincidem no recôncavo baiano, justamente no maior fragmento florestal com ocorrência atual da espécie, a Serra de São Francisco (12°43'S, 38°52'W). A presença da espécie foi confirmada em 125 fragmentos florestais com extensões variando entre quatro





e 3.000 ha¹⁰²⁹. O somatório do tamanho estimado para esses fragmentos permite inferir uma área de ocupação total de 22.500 ha (ou 225 km²) para a espécie e, portanto, que ocupe efetivamente menos de 1% de sua extensão de ocorrência de aproximadamente 30.000 km², de acordo com Jerusalinsky¹⁰²⁹.

História natural

Callicebus coimbrai habita floresta Atlântica, floresta ombrófila perene, floresta semidecidual e floresta decidual²³⁶¹. Não é restrito a *habitat* primários, podendo ser encontrado em *habitat* secundários e antropizados^{413,2188}. Ocorre frequentemente em fragmentos pequenos (menores que 50 ha) altamente modificados pela ação antropogênica, e registros obtidos em diversas localidades indicam que a espécie tem capacidade de sobreviver em fragmentos com extensões abaixo de 10 ha^{1029,1030}. Entretanto, a espécie apresenta modificações comportamentais e alimentares de acordo com o grau de perturbação^{2189,2190}. É uma espécie predominantemente arborícola, com hábitos diurnos e críptico e, com locomoção quadrupedal. É predominantemente frugívora²¹⁸⁹, contudo, varia a dieta com folhas maduras e jovens, sementes, flores e insetos. Dedicam a maior parte do tempo realizando atividades de menor gasto energético, como o descanso²¹⁹⁰. A área de vida total do táxon pode variar entre 9,8 a 13,5 ha⁷⁷² (J.P. Souza-Alves dados não publicados), onde o tamanho da área explorada varia entre 7 a 9,1 ha, percorrendo em média uma distância de 1.073 m, contudo, em áreas menores o grupo tende a se locomover 694 m, em média (J.P. Souza-Alves & R.R.D. Chagas, dados não publicados).

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	3 anos e 3 meses (J.P. Souza-Alves, dados não publicados).
Macho	2,5 anos (para <i>C. melanochir</i>) ^{683c} .
Peso adulto	
Fêmea	1.200 g. (1.030 a 1.300) ⁷⁷² .
Macho	1.270 g. (1.050 a 1.650) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Total: 8.202 mm (8.000 a 8.444); Cabeça-corpo: 3.498 mm (3.430 a 3.600), cauda: 4.687 (4.530 a 4.840) ¹¹⁰² .
Macho	Cabeça-corpo: 3.800 mm (3.500 a 4.200), cauda: 5.080 mm (4.700 a 5.500) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Sistema de acasalamento	
Monogâmico ¹⁸⁸² .	
Razão sexual	
1:1 (para o gênero) ¹⁵⁴⁷ .	
Intervalo entre nascimentos	
1 ano (J.P. Souza-Alves, dados não publicados).	
Tempo de gestação	
4 meses e 25 dias (J.P. Souza-Alves, dados não publicados).	
Tamanho da prole	
1 a 2 filhotes (J.P. Souza-Alves & M.M. Santana, dados não publicados).	
Longevidade	
Desconhecida para a espécie.	
Tempo geracional	
8 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	



Cariótipo: $2n = 44$ de acordo com Rodrigues *et al.*¹⁹²⁰. O cariótipo encontrado para esta espécie foi completamente homólogo ao de *Callicebus personatus* e *Callicebus nigrifrons* nos padrões de bandejamento G e na posição do NOR. O número diploide de *C. coimbrai* foi igual ao encontrado para *C. personatus* ($2n = 44$; Rodrigues *et al.*^{1918,1920}, mas diferiu do de *C. nigrifrons* ($2n = 42$; Nagamachi *et al.*¹⁵¹² devido a um rearranjo de fissão/fusão, que transformou dois pares de cromossomos acrocêntricos de *C. personatus* e *C. coimbrai* em um metacêntrico em *C. nigrifrons*¹⁷⁹².

Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Análises de mapeamento genômico comparativo (ZOO-FISH) demonstraram que o grupo *personatus* de *Callicebus* representa uma linhagem distinta, com base em cinco sinapomorfias cromossômicas, dando suporte à validade deste grupo de espécies^{1792,1920}. Estudos cariotípicos sobre as outras espécies do grupo (*C. barbarabrownae* e *C. melanochir*) e, principalmente, análises moleculares incluindo mais táxons de *Callicebus* são necessárias para compreender as relações filogenéticas entre as formas do grupo *personatus*, e deste com os demais grupos do gênero¹⁷⁹².

População

Extrapolando uma densidade populacional média de 0,20 ind/ha^{414,1892} para os 22.500 ha de área de ocupação total de *C. coimbrai*, pode-se inferir uma população total remanescente para a espécie de aproximadamente 4.500 indivíduos¹⁰²⁹. Valor idêntico é obtido assumindo-se uma área média de 20 ha para cada grupo, com uma ocupação plena dos fragmentos com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*, e um tamanho médio de grupo de quatro indivíduos¹⁰²⁹. Em uma abordagem mais conservadora, a população remanescente de *C. coimbrai* foi estimada em 652 indivíduos a partir dos grupos efetivamente registrados em fragmentos com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*¹⁰²⁹. Parece razoável adotar o valor de 4.500 indivíduos como uma estimativa realista para a situação atual de *C. coimbrai*, que, com isso, teria pouco mais de 2.000 indivíduos maduros¹⁰²⁹. *Callicebus coimbrai* apresenta tamanho médio dos grupos variando entre 2,4 e 3,6 ind/grupo na floresta Atlântica de Sergipe⁴¹⁴ (Rocha, dados não publicados).

Informações sobre abundância populacional: A densidade da espécie em áreas de floresta Atlântica em Sergipe já foi estimada entre 0,126 ind/ha⁴¹⁴ e 0,287 ind/ha¹⁸⁹², ou 7,8 a 9,2 grupos por km² (J.C.A.G. Rocha, dados não publicados), com taxas de encontro de 2,2 ind/10 km percorridos⁴¹⁴.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda e a fragmentação de *habitat* são as maiores ameaças para *C. coimbrai*, decorrentes, principalmente, de atividades agropecuárias extensivas e expansão urbana, que resultaram na conversão de florestas em pastagens para gado, canaviais, eucaliptais, plantações de citros, áreas urbanas e assentamentos rurais, entre outros. A perda de qualidade dos remanescentes florestais pelo corte seletivo de madeiras comercialmente valiosas, e pela retirada de madeira para utilização como lenha ou carvão ou para a construção de barracos ou moradias de pau-a-pique em acampamentos ou ocupações, também representa forte ameaça aos *habitat* disponíveis. A prática de queimadas para ampliação de pastos ou o estabelecimento de lavouras também gera perda de *habitat* para a espécie, tanto em quantidade quanto em qualidade. Dos pouco mais de 100 sítios com ocorrência confirmada de *C. coimbrai*, apenas 10 superam os 500 ha, que, juntos, concentram quase 50% da área de ocupação da espécie¹⁰²⁹. Por outro lado, quase um terço dos fragmentos com ocorrência da espécie têm extensões abaixo de 25 ha, o que indica certa tolerância da espécie à severa redução de *habitat*, mas também uma situação de grande vulnerabilidade, já que a persistência dessas populações – e, em alguns casos, dos próprios fragmentos – é incerta e pouco provável, inclusive considerando o registro de diversas extinções locais de *C. coimbrai* causadas por desmatamento e caça Hilário *et al.* (dados não publicados). Assim, apesar de estarem presentes no espaço, estas diminutas populações podem não persistir no tempo, podendo significar uma elevada perda de indivíduos e, possivelmente, de variabilidade genética da espécie em um relativamente curto intervalo de tempo. O guigó sofre uma pressão de caça moderada, parecendo ser gradualmente mais intensa à medida que outras caças preferenciais se extinguem localmente¹⁰²⁹. A apanha representa



uma ameaça menor para *C. coimbrai*, já que, apesar de haver alguns casos de indivíduos mantidos em cativeiro ilegal, não há registros de comercialização ou tráfico da espécie¹⁰²⁹. Outros impactos diretos aos guigós são a predação por animais domésticos, atropelamentos, eletroplessões (mortes causadas por descarga elétrica) e oferta de alimentos. Os impactos da caça, da apanha e destas outras ameaças, parecem estar relacionados à perda e fragmentação de *habitat*, já que quanto menores os fragmentos florestais e mais distantes de outros, mais expostos ficam os guigós a esses impactos, inclusive passando algumas práticas a ser mais frequentemente executadas de forma oportunista¹⁰²⁹.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Em 2003, foi criado um grupo de trabalho interinstitucional visando elaborar estratégias para a conservação de *C. coimbrai* e *C. barbarabrownae*¹²⁶¹, o qual foi integrado em 2005 ao Comitê Internacional para Conservação e Manejo dos Primatas do Norte da Mata Atlântica e Caatinga, ambos coordenados pelo CPB, no âmbito do IBAMA. Desde 2011, *Callicebus coimbrai* é uma das cinco espécies alvo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste – PAN PriNE⁶⁹⁸, coordenado pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação dos Primatas Brasileiros – ICMBio/CPB, e implementado com a colaboração de instituições de ensino e pesquisa, ONGs, órgãos municipais, estaduais e federais.

Uma das principais medidas efetivas para a conservação de *C. coimbrai* foi a criação, em 2007, do REVIS Mata do Junco, em Capela, Sergipe, tendo como uma de suas finalidades principais a proteção de populações da espécie.

Necessárias

Jerusalinsky^{1029,1035} elencou as seguintes ações de conservação necessárias, que coincidem amplamente com o estabelecido no PAN PriNE⁵²⁶:

- Criação e implementação de unidades de conservação, tanto públicas quanto particulares, indicando-se o conjunto de áreas com ocorrência da espécie no sul de Sergipe ou a Serra de São Francisco (no Recôncavo Baiano) como regiões com grande potencial para esta estratégia;
- Desenvolvimento de atividades de extensão rural e educação ambiental direcionadas às comunidades, aos trabalhadores e proprietários rurais, voltadas principalmente para a formulação de alternativas de produção e renda e para a conscientização sobre a importância de manter a vegetação nativa nas Áreas de Preservação Permanente (APP) e de Reserva Legal (RL);
- Efetivação de fiscalização das APP e áreas de RL;
- Incremento da extensão, qualidade e conectividade dos *habitat* disponíveis por meio da recuperação da vegetação nas unidades de conservação públicas ou particulares ou em outras áreas com ocorrência da espécie;
- Definição de ações de manejo populacional, com resgate de grupos isolados, translocações e reintroduções quando necessários.

Presença em unidades de conservação

A única unidade de conservação de proteção integral com ocorrência confirmada da espécie é o REVIS da Mata do Junco, no município de Capela, norte de Sergipe, com cerca de 900 ha. Esta área protegida foi criada nas áreas de reserva legal e de preservação permanente do Assentamento José Emídio dos Santos, tendo como uma de suas finalidades específicas a proteção de *C. coimbrai*²⁰²⁹. Em outra UC de proteção integral dentro da distribuição da espécie, o PARNA da Serra de Itabaiana, com aproximadamente 8.000 ha, na qual ocorre *S. xanthosternos*¹⁶⁴, não foi registrada nem relatada a presença de guigós^{1029,1030}. A espécie também está presente na APA Litoral Sul de Sergipe²¹⁸⁸.

Há uma série de RPPNs dentro da distribuição de *C. coimbrai*, tais como: RPPN São Joaquim da Cabonha APA I e APA II; RPPN Reserva da Peninha; RPPN Cajueiro; RPPN Bomfim da Cachoeira



(RPPN Mata 01 e 02 (Marinheiro) e Mata 03 (Pedra da Urça); RPPN Castelo (RPPN Mata 01 - Bom Jardim) e Mata 02, 03 e 04 (Tapera). A maior destas, é a RPPN Fazenda Lontra/Saudade (1.337 ha), para a qual a ocorrência da espécie foi reportada por Sousa *et al.*²¹⁸², mas não constatada em recentes esforços^{930,1029}.

A potencial maior população de *C. coimbrai*, na serra de São Francisco margeia a RESEX Marinha da Baía de Iguape, no recôncavo baiano. O maior fragmento com ocorrência da espécie em Sergipe, a Mata do Crasto, foi registrada como Reserva Particular de Fauna e Flora (categoria atualmente extinta), mas não revalidado como RPPN, não sendo, portanto oficialmente integrante do Sistema Nacional de unidades de conservação (SNUC).

Pesquisas

Existentes

Desde a descrição da espécie, em 1999, pelos pesquisadores Shuji Kobayashi e Alfredo Langguth, houve um progressivo aumento no conhecimento sobre a espécie. Inicialmente, as pesquisas se concentraram no registro de áreas de ocorrência da espécie^{165,930,1029,1030,1285,2030,2181,2183}. Subsequentemente, aspectos ecológicos e comportamentais da espécie, bem como de sua distribuição geográfica e o estado de conservação de suas populações remanescentes foram estudados, principalmente por meio de teses e dissertações orientadas pelo Dr. Stephen F. Ferrari (UFS)^{772,930,1029,1032,2019,2187,2188}. A maioria destes estudos vem sendo desenvolvida por meio do Projeto Guigó, uma parceria entre o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação dos Primatas Brasileiros (ICMBio/CPB) e o Laboratório de Biologia da Conservação da Universidade Federal de Sergipe, com apoio da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe e outras instituições, além de financiamentos obtidos junto ao PROBIO II, CNPq (Edital Universal), Fundação O Boticário, entre outros.

Callicebus melanochir Wied-Neuwied, 1820

Rodrigo Cambará Printes & Leandro Jerusalinsky

Ordem Primates
Família Pitheciidae

Nomes comuns: guigó, sauá



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4c

Justificativa

Callicebus melanochir ocorre na Mata Atlântica do sul da Bahia, extremo norte do Espírito Santo e nordeste de Minas Gerais. Esta espécie apresenta declínio populacional causado pela severa perda e



fragmentação de *habitat*, em função da agricultura e pecuária. Estes impactos não cessaram, inferindo-se uma redução de pelo menos 30% da população em três gerações ou 24 anos, no passado e futuro. Portanto, este táxon foi classificado como Vulnerável (VU), sob o critério A4c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{362,1450}	VU A3c; B1ab(i,v); C2a(i); D1
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: EN
Avaliação global ²³⁵⁶	VU A2c

Outros nomes aplicados ao táxon

Callithrix melanochir Wied-Neuwied, 1820, *Callithrix canescens* Kuhl, 1820, *Callithrix gigot* (Spix 1823) (Groves 2001), *Callicebus personatus melanochir* (Khul, 1820).

Notas taxonômicas

Todas as revisões de *Callicebus* têm alocado seus táxons a grupos de espécies com base em caracteres morfológicos. Hershkovitz^{923,924} e Groves⁸⁷⁸ consideraram quatro grupos para o gênero, sendo os táxons que habitam a Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga – inclusive a forma *melanochir* – incluídos no grupo *moloch*, predominantemente amazônico. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰² propuseram cinco grupos de espécies para *Callicebus*, alocando as formas do leste do Brasil – inclusive *melanochir* – em um grupo próprio: *personatus*.

A forma *melanochir* é uma das mais antigas de *Callicebus* reconhecidas pelos pesquisadores, tendo como localidade-tipo Ilhéus, Bahia. Antes da descrição do gênero *Callicebus* por Hill, em 1903, era classificada como *Callithrix melanochir*. Hill⁹³¹ validou a subespécie *Callicebus personatus melanochir* (Khul, 1820), e Hershkovitz⁹²⁴ ratificou esta subespécie, mas como sendo descrita por Wied-Neuwied, 1820. Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², com base principalmente em dados craniométricos, sugeriram o nível específico para todas as formas do grupo *personatus*, inclusive *C. melanochir*. Por outro lado, Groves⁸⁷⁸, seguiu amplamente a proposta de Hershkovitz⁹²⁴, considerando as formas *personatus*, *nigrifrons*, *melanochir* e *barbarabrownae* como sub-espécies de *C. personatus*, mas aceitando o nível específico para *C. coimbrai*. Posteriormente, Groves⁸⁷⁹ considerou esta forma como espécie, *Callicebus melanochir*, descrita por Wied-Neuwied, 1820. Na mais recente revisão sobre o gênero¹⁹³⁹, foi seguida a proposta de Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², também aceita por Rylands *et al.*¹⁹⁹³ e Rylands²⁰⁰⁰, considerando *C. melanochir* como espécie plena e compondo o grupo *personatus* juntamente com as espécies *C. personatus*, *C. nigrifrons*, *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*. Esta última é a classificação adotada no presente documento.

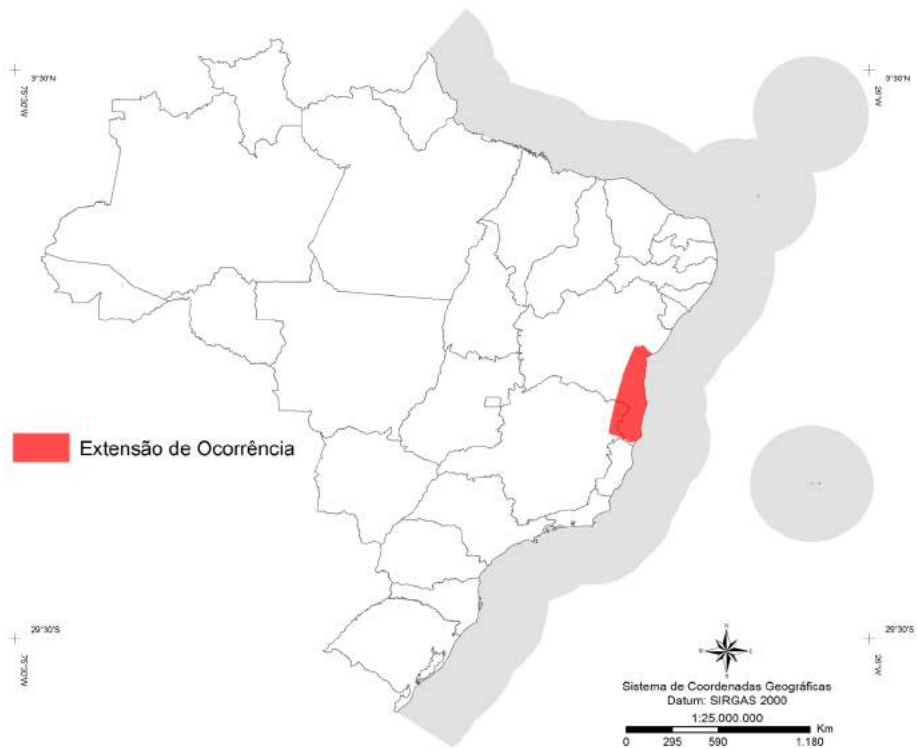
Distribuição geográfica

Callicebus melanochir é endêmico à Mata Atlântica do Brasil, estando presente no sul e extremo-sul da Bahia, extremo nordeste de Minas Gerais e extremo norte do Espírito Santo onde é residente e nativo^{1792,2356}. Canale³⁶² descreveu as seguintes considerações para os limites atuais de distribuição geográfica: “Ocorre do norte do rio Mucuri, no Espírito Santo, ao rio Paraguaçu, na Bahia⁹²⁴. O limite sul não é claro e provável zona de intergradação ocorre nos vales dos rios Itaúnas e Mucuri, ES. Ao norte, *C. melanochir* se estende até o rio Paraguaçu, que separa o limite com *C. barbarabrownae*^{756,924,1629}. No interior, sua distribuição parece ser limitada por matas de cipó e matas secas na Bahia. Ao sul do rio Jequitinhonha, a espécie se restringe a floresta litorânea”. É preciso uma maior amostragem para definição do limite sul, especialmente no interflúvio Itaúnas-Mucuri, ES, para onde Oliver & Santos¹⁶²⁹ indicaram uma provável zona de intergradação com *Callicebus personatus*.

A extensão de ocorrência da espécie foi estimada em 121.801,65 km², valor do MPC, durante a oficina para avaliação do estado de conservação dos primatas brasileiros, e infere-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km², principalmente com base na extensão de áreas florestadas em que ocorre em unidades de conservação de proteção integral. Há indicações de que a distribuição atual do táxon está



reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica, principalmente em decorrência da perda e fragmentação de *habitat* gerada por atividades antrópicas tais como pecuária, agricultura e silvicultura.



História natural

Callicebus melanochir é endêmico à Mata Atlântica, não estando restrito a *habitat* primários, pois é capaz de viver em *habitat* com moderado nível de perturbação antropogênica⁹¹¹. Já foi observado na cabruca (sistema agroflorestal de plantio de cacau associado a Mata Atlântica) em Ilhéus e Itabuna (BA). A dieta da espécie é composta principalmente por frutas, entre 77 e 90%, complementada principalmente por folhas, 14 e 17%, mas também por presas (<1%)^{370,910,911,1500,1501}.

A área de vida para grupos de *C. melanochir* foi estimada em 5 ha, 11 ha e 24 ha na REBIO Una (BA)¹⁵⁰¹ e 22 ha na Estação Experimental Lemos Maia (BA)⁹¹¹. O percurso diário para um grupo da espécie foi calculado em 532-1.539 metros^{1500,1501}.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	2,5 anos ^{683a} .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	1.378 g. (970 a 1.600) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Macho	1.270 g. (1.050 a 1.650) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 356 mm (310 a 400), cauda: 485 mm (418 a 560) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .
Macho	Cabeça-corpo: 380 mm (350 a 420), cauda: 508 mm (470 a 550) (para <i>C. personatus</i>) ⁹²⁴ .



Sistema de acasalamento
Monogâmico ¹⁰⁹⁰ .
Razão sexual
Desconhecida para a espécie.
Intervalo entre nascimentos
Desconhecida para a espécie.
Tempo de gestação
5,2 meses ^{683a} .
Tamanho da prole
1 filhote ¹⁵⁰¹ .
Longevidade
Desconhecida para a espécie.
Tempo geracional
8 anos ¹⁰⁰¹ .
Características genéticas
Cariótipo: Desconhecido. Para outras espécies do grupo <i>personatus</i> já foram encontrados $2n = 42$, para <i>C. nigrifrons</i> ¹⁵¹² , e $2n = 44$, para <i>C. personatus</i> ¹⁹¹⁸ e <i>C. coimbrai</i> ¹⁹²⁰ . O cariótipo encontrado para estas espécies foi completamente homólogo nos padrões de bandeamento G e na posição do NOR. Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Análises de mapeamento genômico comparativo (ZOO-FISH) demonstraram que o grupo <i>personatus</i> de <i>Callicebus</i> representa uma linhagem distinta, com base em cinco sinapomorfias cromossômicas, dando suporte à validade deste grupo de espécies ^{1792,1920} . Estudos cariotípicos sobre <i>C. melanochir</i> e <i>C. barbarabrownae</i> e, principalmente, análises moleculares incluindo mais táxons de <i>Callicebus</i> são necessárias para compreender as relações filogenéticas entre as formas do grupo <i>personatus</i> , e deste com os demais grupos do gênero ¹⁷⁹² .

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, mas estima-se, com base na extensão das áreas ocupadas pela espécie, especialmente aquelas cobertas por florestas dentro de unidades de conservação de proteção integral, que o número de indivíduos maduros deste táxon seja superior a 10.000. Já foram obtidas as seguintes estimativas de tamanho de grupo para *Callicebus melanochir*: 3 e 6 ind/grupo na Bahia¹⁵⁰¹; e 4 ind/grupo⁹¹¹. Müller¹⁵⁰¹ registrou uma abundância de 17 ind/km². A tendência populacional de declínio é devida, principalmente, à perda e fragmentação de *habitat* ao longo de sua extensão de ocorrência.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para a espécie foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, fragmentação e redução de *habitat*, e expansão da monocultura de eucalipto. Todas as ameaças listadas geram ou amplificam a severa redução, perda de qualidade e fragmentação de *habitat* em toda distribuição da espécie. Em algumas localidades a espécie está localmente extinta, o que provavelmente ocorre em amplas áreas de sua distribuição, como no interflúvio Pardo-Jequitinhonha. A pressão de caça sobre *C. melanochir* é provavelmente menor do que sobre outras espécies, inclusive de primatas, devido ao seu pequeno tamanho corporal. A apanha para domesticação tampouco parece representar uma grande ameaça para espécie^{1792,2356}. Atualmente, a pressão pela demarcação de novas Terras Indígenas e o potencial de expansão da silvicultura na área de ocorrência do táxon representam ameaças para a espécie (L.C. Oliveira, com. pess., 2012).



Ações de conservação

Existentes

Em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie foi incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC^{982,683a}, onde constam ações e programas específicos para a espécie em conjunto com outras. Um Grupo de Assessoramento Técnico, composto por mais de 20 profissionais de diversas instituições, inclusive especialistas nesta espécie, acompanha a implementação do PAN⁹⁸⁹.

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Necessárias

Segundo Canale³⁶², as principais ações de conservação necessárias à conservação da espécie são:

- Criação de novas unidades de conservação, visando contemplar a maior parte da diversidade genética da espécie;
- Recuperação de áreas degradadas para reduzir os efeitos da perda de qualidade do *habitat*.

Presença em unidades de conservação

Há cerca de 65 unidades de conservação (UC) dos diversos níveis – federal, estadual e municipal – ao longo da extensão de ocorrência da espécie, sendo mais da metade destas RPPNs. Entretanto, sua ocorrência só foi confirmada nas seguintes áreas:

Bahia: REBIO Una^{362,1798,2025,2405}, PARNA do Pau Brasil¹⁷⁹⁸, PARNA e Histórico do Monte Pascoal, RESEX de Canavieiras (oficina de avaliação), PE Alto do Cariri (oficina de avaliação), RPPN Fazenda São João (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Arte Verde (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Ararauna (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Pindorama (oficina de avaliação), RPPN Ecoparque de Una (oficina de avaliação), RPPN Alto Apepique (oficina de avaliação).

Espírito Santo: REBIO Córrego Grande³⁶², REBIO Córrego do Veado³⁶², FLONA do Rio Preto³⁶². Entretanto, com o conhecimento atualmente disponível sobre a distribuição das espécies do grupo *personatus*, entende-se que a espécie presente nessas áreas seja *C. personatus* e não *C. melanochir*.

Pesquisas

Considerando que muitas unidades de conservação existentes no polígono de distribuição da espécie estão em áreas de dúvida de ocorrência da espécie ou de congêneres, estudos taxonômicos são importantes para estabelecer estratégias de conservação³⁶². Além disto, são necessários maiores estudos sobre a biologia e a ecologia desta espécie, visando inclusive auxiliar na definição de áreas mais adequadas à criação de novas unidades de conservação³⁶².



Callicebus personatus (É. Geoffroy, 1812)

Fabiano Rodrigues de Melo, Sandra Quadros, Leonardo de Carvalho Oliveira & Leandro Jerusalinsky

Ordem: Primates

Família: Pitheciidae

Nomes comuns: guigó, sauá-de-cara-preta, guigó-mascarado



Foto: Cintia Corsini Fernandes

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2c; C1+C2a(i)

Justificativa

Callicebus personatus é endêmica da Mata Atlântica, ocorrendo do Espírito Santo ao leste de Minas Gerais. Observações realizadas nos últimos anos sugerem que esta espécie tem se tornado cada vez mais rara e de difícil observação. Suspeita-se que esta espécie vem sofrendo redução populacional, atingindo pelo menos 30%, calculado para três gerações ou 24 anos, em decorrência principalmente da perda e fragmentação de *habitat* e da baixa tolerância a perturbações no ambiente. Considerando que o tamanho populacional não ultrapassa 10.000 indivíduos, com menos de 1.000 indivíduos maduros em cada subpopulação e um declínio continuado suspeitado para o futuro de pelo menos 10% nas próximas três gerações, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), sob os critérios A2c; C1+C2a(i).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1365,1450}	VU A3c; B1ab(i,v); C2a(i); D1
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,687a}	Minas Gerais: EN Espírito Santo: VU Rio de Janeiro: VU
Avaliação global ²³⁵²	VU A2c

Outros nomes aplicados ao táxon

Simia personata E. Geoffroy, 1812. *Callicebus personatus personatus* E. Geoffroy, 1812, citado, por exemplo, em Hershkovitz¹⁹⁹⁰ e Groves²⁰⁰¹.

Notas taxonômicas

Todas as revisões de *Callicebus* têm alocado seus táxons a grupos de espécies com base em caracteres morfológicos. Hershkovitz^{923,924} e Groves⁸⁷⁸ consideraram quatro grupos para o gênero, sendo os táxons que habitam a Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga – inclusive a forma *personatus* – incluídos no grupo *moloch*, predominantemente amazônico. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰² propuseram cinco grupos de espécies para *Callicebus*, alocando as formas do leste do Brasil – inclusive *personatus* – em um grupo próprio: *personatus*. Para os táxons atualmente alocados nesse grupo, Hershkovitz^{923,924} considerou as formas *personatus* (É. Geoffroy, 1912), *melanochir* (Wied-Neuwied, 1920), *nigrifrons*



(Spix, 1823) e *barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990), como sub-espécies de *C. personatus*, sendo que *C. coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 ainda não tinha sido descrito. Já Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², com base principalmente em dados craniométricos, sugeriram o nível específico para todas as formas do grupo *personatus*, inclusive *C. personatus*. Por outro lado, Groves⁸⁷⁸, seguiu amplamente a proposta de Hershkovitz⁹²⁴, considerando as formas *personatus*, *nigrifrons*, *melanochir* e *barbarabrownae* como sub-espécies de *C. personatus*, mas aceitando o nível específico para *C. coimbrai*. Na mais recente revisão sobre o gênero¹⁹³⁹, foi seguida a proposta de Kobayashi¹¹⁰³ e Kobayashi & Langguth¹¹⁰², também aceita por Rylands *et al.*¹⁹⁹³ e Rylands²⁰⁰⁰, considerando *C. personatus* como espécie plena e compondo o grupo *personatus* juntamente com as espécies *C. nigrifrons*, *C. melanochir*, *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai*. Esta última é a classificação adotada no presente documento.

Distribuição geográfica

Callicebus personatus é endêmico ao Brasil, onde está presente no centro e norte do Espírito Santo e nordeste de Minas Gerais, onde é residente e nativo^{1792,2352}.

Melo & Rylands¹³⁶⁵ descreveram as seguintes considerações para os limites atuais de distribuição geográfica: “*Callicebus personatus* é uma espécie pouco estudada e, por isso mesmo, tem raros acréscimos de novas localidades nos últimos anos. Novas populações foram identificadas no Vale do Aço, em Minas Gerais (A.P. Paglia, com. pess., 2012) mas, como era esperado para a distribuição geográfica da espécie⁹²⁴, as áreas estão na margem esquerda do rio Doce. Originalmente, *C. personatus* ocorre em boa parte do norte de Minas Gerais¹⁹⁹⁴, estendendo-se a oeste, ao longo das margens norte e sul do rio Jequitinhonha, e alcançando, possivelmente, a localidade de Buenópolis, indicada por Kinzey¹⁰⁹¹. No vale do Jequitinhonha, Melo¹³⁶⁷ conseguiu identificar grupos de *C. melanochir* apenas no extremo nordeste do estado, não tendo informação precisa sobre qual espécie habita as áreas de mata no interior do vale. Assim como ocorre ao sul de sua distribuição, seus limites de ocorrência a oeste do médio rio Doce ainda são pouco definidos.”

Oliver & Santos¹⁶²⁹ indicaram que a região entre os rios Itaúnas e Mucuri, no extremo norte do Espírito Santo, poderia ser uma zona de intergradação entre *C. personatus* e *C. melanochir*. Além disso,





os limites desta espécie com relação à distribuição de *C. nigrifrons*, especialmente no vale do rio Doce ainda não estão bem definidos¹⁷⁹². Desta forma, essas seriam duas regiões prioritárias para levantamentos visando melhorar o conhecimento sobre os limites de distribuição de *C. personatus*.

A extensão de ocorrência da espécie foi estimado em 93.453 km², valor do MPC, durante a oficina para avaliação do estado de conservação dos primatas brasileiros, e infere-se que sua área de ocupação seja maior que 2.000 km², principalmente com base na extensão de áreas florestadas em que ocorre em unidades de conservação de proteção integral. Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação ou extensão de ocorrência histórica, principalmente em decorrência do desmatamento ao longo de sua distribuição geográfica.

História natural

Callicebus personatus é endêmico a formações florestais da Mata Atlântica e, apesar de não estar restrito a *habitat* primários, suspeita-se que a espécie apresenta baixa tolerância a modificações/perturbações no ambiente. A dieta desta espécie é predominantemente composta por frutos (55 a 81%), complementada principalmente por folhas (18 a 26%), mas também por flores (1 a 22%)^{1089,1791}.

Já foram obtidas as seguintes estimativas de área de vida para *C. personatus*: 10,7 a 12,3 ha¹⁷⁹¹; 5 ha¹⁰⁸⁹; e 4,7 ha¹⁹⁶⁸. O percurso diário de grupos desta espécie foi estimado entre 523 e 1.332 metros^{1089,1791}.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	2 a 3 anos.
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	1.378 g. (970 a 1.600) ⁹²⁴ .
Macho	1.270 g. (1.050 a 1.650) ⁹²⁴ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 356 mm (310 a 400), cauda: 485 mm (418 a 560) ⁹²⁴ .
Macho	Cabeça-corpo: 380 mm (350 a 420), cauda: 508 mm (470 a 550) ⁹²⁴ .
Sistema de acasalamento	
Monogâmico ¹⁸⁸² .	
Razão sexual	
1:1.	
Intervalo entre nascimentos	
12 meses.	
Tempo de gestação	
5 a 6 meses.	
Tamanho da prole	
1 filhote (para o gênero) ¹⁵⁰¹ .	
Longevidade	
25 anos (<i>C. moloch</i> em cativeiro).	
Tempo geracional	
8 anos ¹⁰⁰¹ .	



Características genéticas

Cariótipo: ($2n = 44$)¹⁹¹⁸. O cariótipo encontrado para esta espécie foi completamente homólogo ao de *Callicebus nigrifrons* e *Callicebus coimbrai* nos padrões de bandeamento G e na posição do NOR. O número diploide de *C. personatus* foi igual ao encontrado para *C. coimbrai* ($2n=44$)¹⁹¹⁸, mas diferiu do de *C. nigrifrons* ($2n = 42$)¹⁵¹² devido a um rearranjo de fissão/fusão, que transformou dois pares de cromossomos acrocêntricos de *C. personatus* e *C. coimbrai* em um metacêntrico em *C. nigrifrons*¹⁷⁹². Informações sobre variabilidade genética do táxon (padrões filogeográficos e relações filogenéticas): Análises de mapeamento genômico comparativo (ZOO-FISH) demonstraram que o grupo *personatus* de *Callicebus* representa uma linhagem distinta, com base em cinco sinapomorfias cromossômicas, dando suporte à validade deste grupo de espécies^{1792,1921}. Estudos cariotípicos sobre as outras espécies do grupo (*C. barbarabrownae* e *C. melanochir*) e, principalmente, análises moleculares incluindo mais táxons de *Callicebus* são necessárias para compreender as relações filogenéticas entre as formas do grupo *personatus*, e deste com os demais grupos do gênero¹⁷⁹².

População

Embora não se conheça o tamanho da população total remanescente suspeita-se que o número de indivíduos maduros deste táxon seja inferior a 10.000. Considerando as ameaças identificadas para a espécie, suspeita-se que esta venha sofrendo um declínio populacional de pelo menos 30%, considerando, principalmente, a perda e fragmentação de *habitat* e seus efeitos sinérgicos.

Os grupos no gênero *Callicebus* são geralmente compostos por um casal reprodutor unido em monogamia de longo prazo. Já foram obtidas estimativas para tamanho de grupo em *Callicebus personatus*: Espírito Santo: 6 ind/grupo na REBIO Sooretama¹⁰⁸⁹; 4 a 5 ind/grupo¹⁷⁹⁰; 3,44 ind/grupo¹⁷⁹⁰; e 3,9 ind/grupo na REBIO Augusto Ruschi¹⁷⁶⁴; Minas Gerais: 1,7 a 2,9 ind/grupo²¹⁹⁸.

As informações sobre abundância populacional são: Espírito Santo: 19,5 ind/km² e 6,4 ind/km² - diversas áreas do ES⁴³³; 3,7 grupos/km² - Reserva Florestal Linhares, ES¹⁷⁹⁰; 9,5 ind/km² - REBIO Sooretama, ES; 24,3 ind/km² - Reserva Florestal Linhares, ES⁴³³.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Callicebus personatus tem uma distribuição relativamente restrita, que coincide com uma das regiões mais densamente povoadas do Brasil desde o início da colonização europeia. Isto levou a um intenso desmatamento, principalmente pela conversão de áreas para pecuária e agricultura, que se estende até os dias atuais. Isto em conjunto com a expansão urbana e da infraestrutura, como rodovias, vem gerando a contínua perda e fragmentação de *habitat* para a espécie. Com isso, as populações têm ficado reduzidas e isoladas, portanto progressivamente submetidas a riscos genéticos e demográficos. A pressão de caça sobre *C. personatus* é provavelmente menor do que sobre outras espécies, inclusive de primatas, devido ao seu pequeno tamanho corporal. A apanha para domesticação tampouco parece representar uma grande ameaça para espécie^{1792,2352}. Desta forma, as principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, queimadas e incêndios florestais.

Ações de conservação

Existentes

Em 2010, como parte do planejamento estratégico para a conservação de espécies ameaçadas de extinção conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a espécie foi incluída no Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC^{982,683a}, onde constam ações e programas específicos para a espécie em conjunto com outras. Um Grupo de Assessoramento Técnico, composto por mais de 20 profissionais de diversas instituições, inclusive especialistas nesta espécie, acompanha a implementação do PAN⁹⁸⁹.

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.



Necessárias

Segundo Melo & Rylands¹³⁶⁵ a principal recomendação para conservação é a criação de novas unidades de conservação, especialmente no estado de Minas Gerais, uma vez que a maior parte das áreas protegidas com registro para a espécie está no estado do Espírito Santo.

Presença em unidades de conservação

Há quase 50 unidades de conservação dos diversos níveis – federal, estadual e municipal – ao longo da extensão de ocorrência da espécie, sendo boa parte destas RPPNs. Entretanto, sua ocorrência só foi confirmada nas seguintes áreas:

Espírito Santo: REBIO Sooretama^{442,1089}, REBIO Córrego Grande^{442,1389}, REBIO Augusto Ruschi^{442,1389,1764}, REBIO Córrego do Veado^{433,1389}, FLONA Rio Preto⁴³³, PE Forno Grande¹⁶⁷⁸, PE Pedra Azul (provavelmente extinto), REBIO Duas Bocas (provavelmente extinto), REBIO Comboios^{683d}. Também ocorre em outras áreas protegidas, como Reserva Florestal Linhares^{433,1790}, Estação Biológica de São Lourenço¹³⁶⁵ e Estação Biológica Santa Lúcia^{442,1365,1676};

Minas Gerais: PE Rio Preto (F.R. Melo, dados não publicados).

Pesquisas

Existentes

Atualmente, o Dr. Waldney P. Martins (UNIMONTES) está trabalhando com a espécie para melhor definir a distribuição geográfica da espécie em sua porção norte, particularmente no estado de Minas Gerais, orientando uma pesquisa de mestrado realizada pela bióloga Sara Machado Souza. Além disso, também são necessários maiores estudos sobre o declínio populacional, sobre os limites de distribuição na porção que a espécie compartilha com *C. nigrifrons*, em especial na região central de Minas Gerais, e no interflúvio Mucuri-Itaúnas no norte do Espírito Santo. Jerusalinsky *et al.*¹⁰³² vêm realizando modelagens de distribuição potencial para contribuir com a definição dos limites de distribuição da espécie.

Necessárias

Pesquisas ecológicas especialmente relacionadas ao uso do *habitat* (área de vida) são necessárias principalmente, mas não exclusivamente, nas populações do estado de Minas Gerais, onde estas informações são mais carentes. Pesquisas demográficas são necessárias para identificação dos fatores que afetam positiva e negativamente o crescimento populacional das populações da espécie, em ambos estados.



Chiropotes satanas (Hoffmannsegg, 1807)

Marcio Port-Carvalho, Marcos de Souza Fialho, André Chein Alonso & Liza Maria Veiga[†]

Ordem: Primates

Família: Pitheciidae

Nomes comuns: cuxiú-preto, cuxiú, cuxuí, macaco-preto



Foto: Liza Maria Veiga[†]

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) A2cd

Justificativa

Chiropotes satanas ocorre no leste da Amazônia no arco do desmatamento, onde sofre pressão de caça. Suspeita-se que houve uma redução de pelo menos 80% da população original nas últimas três gerações ou 30 anos. O desmatamento e fragmentação do seu *habitat* em toda sua extensão de ocorrência são as principais ameaças. A espécie necessita de áreas de floresta primária com alta produtividade de frutos para sua sobrevivência. Portanto, sendo categorizada como Criticamente em Perigo (CR) segundo o critério A2cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2360}	EN A2cd; B2ab(i,ii,iii); C2a(i)
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁸	Pará: CR
Avaliação global ²³⁵⁸	CR A2c+3c

Outros nomes aplicados ao táxon

Chiropotes satanas ssp. *satanas* (Hoffmannsegg 1807); *C. ater* Gray, 1870; *C. nigra* (Trouessart, 1897).

Notas taxonômicas

A localidade-tipo da espécie é Cametá no estado do Pará. De acordo com Veiga *et al.*²³⁵⁸, Hershkovitz⁹²¹ revisou o gênero *Chiropotes* e reconheceu duas espécies, *Chiropotes albinasus* e *Chiropotes satanas*, a segunda contendo três subespécies (*C. s. satanas*, *C. s. chiropotes* e *C. s. utahicki*). Com base em análises integrativas de dados morfológicos, morfométricos e moleculares, Silva Jr. & Figueiredo²¹¹⁷ propuseram a elevação dessas três subespécies de *Chiropotes satanas* ao nível de espécie, e a divisão das populações que ocorrem em cada lado do rio Branco em dois taxa distintos. Assim, um arranjo taxonômico proposto por esses autores teria cinco espécies: *Chiropotes albinasus*, *Chiropotes satanas*, *Chiropotes utahickae*, *Chiropotes chiropotes* e *Chiropotes sagulatus* (Traill, 1821). No presente estudo está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.



Distribuição geográfica

Chiropotes satanas é endêmico ao Brasil e está presente exclusivamente nos estados de Maranhão e Pará, onde é residente e nativo²³⁵⁸. Sua distribuição contempla todo o chamado Centro de Endemismo Belém. Veiga *et al.*²³⁶⁰ descreveram as seguintes considerações para distribuição geográfica: “Amazônia oriental, ao sul do rio Amazonas. A distribuição original se estendia desde a margem direita do rio Tocantins até a zona de transição entre a floresta e o bioma Cerrado, que constituía o limite sul e leste, no Pará e Maranhão^{921,1217,2115,2117}. O registro mais meridional é na localidade de Estreito, Maranhão²¹¹⁵. Os limites orientais e meridionais da área de distribuição original foram retraídos, e a área de ocorrência da espécie está completamente fragmentada, coincidindo com uma das regiões mais antropizadas da Amazônia brasileira.”

Veiga *et al.*²³⁵⁸ chamam à atenção para a existência de extinções locais, a exemplo da APA de Belém, e também para o fato de que a espécie habita áreas de mangue e pode estar presente nas seguintes unidades de conservação no litoral do Pará e Maranhão: Estaduais – no Pará: RESEX Marinha de Maracanã, RESEX Marinha de São João da Ponta, RESEX Marinha Chocoaré-Mato Grosso, RESEX Marinha Mãe Grande de Curuçá, RESEX Marinha de Tracuateua, RESEX Marinha de Caeté-Taperaçu, RESEX Marinha Arai-Peroba, RESEX de Gurupi-Piriá; no Maranhão: APA do Maracanã, APA da Baixada Maranhense, APA das Reentrâncias Maranhenses; unidades de conservação Municipais – no Pará: APA Jabotitiua-Jatium em Viseu, APA da Costa de Urumajó, Augusto Corrêa.



História natural

Como as demais espécies do gênero *Chiropotes*, os cuxiús-preto são predominantemente frugívoros e predadores de sementes, porém eventualmente podem consumir artrópodes²³⁵³. Habitam preferencialmente florestas de terra firme onde ocupam preferencialmente os estratos médio e superior. Formam grandes grupos, com cerca de 40 indivíduos²³⁵⁵ dispersos pela floresta ombrófila alta de terra firme na planície oriental amazônica e em manguezais, mas também são hábeis em sobreviver em pequenos fragmentos de florestas secundárias^{715,1217,1775,2044,2115,2131,2363} como em fragmentos de até 20 ha isolados a mais de 20 anos, desde de que não exista pressão de caça^{715,1775,2044,2131,2363}. Em fragmentos



entre 100 e 1.000 ha, são relativamente abundantes, desde que não haja pressão de caça, evidenciando, desta forma, flexibilidade comportamental a *habitat* que apresentam distúrbios antropogênicos^{710,2358}. Extremamente ágeis, seu padrão de atividades comportamentais é dominado pelas categorias de deslocamento e alimentação^{1775,2130}. São relativamente comuns associações em grupos mistos com outras espécies de primatas, *Sapajus apella* e *Saimiri sciureus*, comportamento que pode auxiliar nas atividades de forrageio e proteção contra predadores²¹³⁰. A área de vida do táxon é estimada entre 16 e 68,9 ha na UHE Tucuruí (PA)^{2044,2131,2362} e entre 18 ha e 98,6 ha no Rio Tocantins (PA)²³⁶³; em áreas de florestas contínua como o caso da REBIO Gurupi é provável que possuam áreas maiores.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	4 anos (para o gênero) ^{1555,1699} .
Macho	
Peso adulto	
Fêmea	1.900 a 3.300 gramas ⁷⁷⁶ .
Macho	2.200 a 4.000 gramas ⁷⁷⁶ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 397 mm (380 a 410); cauda: 389 mm (370 a 420) ¹⁵¹⁵ .
Macho	Cabeça-corpo: 422 mm (400 a 480); cauda: 393 mm (395 a 420) ¹⁵¹⁵ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ¹⁶⁹⁹ (para <i>C. chiropotes</i>).	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
2 anos (para o gênero) ¹⁶⁹⁹ .	
Tempo de gestação	
5 a 5,6 meses ¹⁸⁸² .	
Tamanho da prole	
1 filhote ¹⁹³⁷ (para <i>Chiropotes</i> sp.).	
Longevidade	
18 anos para o gênero ¹⁵⁵⁵ .	
Tempo geracional	
10 anos ¹⁰⁰¹ .	
Características genéticas	
Cariótipo: Estudos cariotípicos sobre outras espécies deste gênero apontaram 2n = 54 para <i>Chiropotes utahickae</i> e para <i>Chiropotes chiropotes</i> ^{244,2081} .	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido, entretanto, infere-se que o número de indivíduos maduros deste táxon seja inferior a 2.500. *Chiropotes satanas* apresenta tamanho médio de grupo variando de 4 a 39 indivíduos por grupo, têm sistema social complexo de fissão-fusão, onde a distribuição espaço-temporal de recursos influencia padrões de agrupamento²³⁵⁵.

As informações sobre abundância e densidade populacional são bastante variáveis, com relação às estimativas de densidade populacional foram observados valores entre 0,9 e 62,5 ind/km², este último para um fragmento com menos de 10 ha.

Dados de Densidade Populacional: 0,90 ind/km² na Fazenda Badajós, Ipixuna (PA), 6,44 ind/km² Fazenda São Marcos, 3,24 ind/km² Real Agropecuária S.A. e 6,75 ind/km² na REBIO Gurupi (MA)⁷¹⁵;



Complexo de fragmentos florestais no oeste do Maranhão nas Fazendas Esplanada 2,5 ind/km², Santa Rosa 10,1 ind/km², Coração do Brasil 11,4 ind/km², Primavera 27 ind/km² e Martirinho 62,5 ind/km², localizados nos municípios de Vila Nova dos Martírios e São Pedro da Água Branca (MA)¹⁷⁷⁵. Dados de abundância: 0,34 encontros/10 km percorridos na Fazenda São Marcos, Irituia (PA); 0,28 encontros/10 km percorridos nas áreas da Companhia Real Agro Industrial, Tailândia (PA)¹²¹⁶; 0,56 encontros/10 km percorridos, Fazenda Amanda, Viseu (PA)¹⁷⁰⁵; 0,4 avistamentos de grupos /10 km na REBIO Gurupi¹²¹⁷.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A suspeição de declínio populacional de pelo menos 80% considera a perda de *habitat*, já que, conforme Almeida & Vieira³⁰, o chamado Centro de Endemismo Belém já teve sua cobertura florestal reduzida em 76%. Além disso, é considerada a sinergia deste desmatamento com os efeitos das demais ameaças identificadas, como a caça, comum entre indígenas, facilitada pela intensa fragmentação florestal, maior acessibilidade às populações, e pelas perturbações causadas pelo manejo florestal ainda que sustentável nos remanescentes existentes. Concorrem para os fatores citados acima os assentamentos rurais, o aumento da matriz rodoviária, a apanha para domesticação e o estímulo às atividades agrosilvipastoris na região amazônica a leste do rio Tocantins. A única unidade de conservação de Proteção Integral federal com a espécie é a REBIO do Gurupi no Maranhão, contudo, esta unidade de conservação está há anos sob forte pressão tanto de madeireiros ilegais quanto de ocupações rurais.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES e incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b}.

Necessárias

Veiga *et al.*²³⁶⁰ citam as seguintes prioridades para as estratégias de conservação:

- Levantamentos de populações remanescentes e maior conhecimento sobre a situação das unidades de conservação¹²¹⁷. É fundamental a proteção eficaz dessas áreas e o estudo sobre as possibilidades de estabelecimento de novas reservas, inclusive em áreas privadas⁷¹⁵;
- A única unidade de conservação Federal existente na área de distribuição de *C. satanas*, a REBIO Gurupi, encontra-se em situação de risco, sob forte exploração madeireira;
- Elaboração de Plano de Manejo da REBIO Gurupi, melhorias na infraestrutura física e pessoal e intensificação das atividades de fiscalização e pesquisas;
- Programas de educação ambiental para alertar sobre a situação da espécie podem ajudar a diminuir a pressão de caça.

Presença em unidades de conservação

Pará: APA Lago de Tucuruí⁷⁰⁹;

Maranhão: REBIO Gurupi^{715,1215,1705,2358}. Não foi registrado na RESEX Quilombo do Frexal (M.S. Fialho, dados não publicados), APA Estadual das Reentrâncias Maranhenses (oficina de avaliação), RPPN Fazenda Boa Esperança (oficina de avaliação), RPPN Jaguaré (oficina de avaliação).

Pesquisas

O mapeamento das populações remanescentes, tanto em unidades de conservação como em Terras Indígenas e áreas privadas são necessários. Pesquisas sobre os efeitos da fragmentação do *habitat* sobre populações isoladas também são fundamentais para confirmar a hipótese de tolerância à fragmentação^{710,1775}, subsidiar a avaliação das chances de sobrevivência da espécie em longo prazo e realizar o manejo das populações remanescentes²³⁵⁸, quando for o caso.



Chiropotes utahickae Hershkovitz, 1985

André Chein Alonso & Andréa Siqueira Carvalho

Ordem: Primates
Família: Pitheciidae

Nome comum: cuxiú



Foto: Liza Maria Veiga[†]

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4cd

Justificativa

Chiropotes utahickae habita a floresta amazônica no interflúvio Xingu-Tocantins, sendo seu limite sul desconhecido. A espécie ocorre em somente duas unidades de conservação de Proteção Integral. O desmatamento e a fragmentação do *habitat* em boa parte de sua extensão de ocorrência, aliados à pressão de caça, vêm se constituindo como as principais ameaças à espécie, ainda sem previsão de redução. A instalação de hidrelétricas e o asfaltamento da BR-230 devem intensificar os impactos. Suspeita-se, portanto, de um declínio populacional em curso de pelo menos 30% ao longo de três gerações, sendo a espécie categorizada como Vulnerável (VU) sob o critério A4cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1214,1450}	VU A3cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁸	Pará: VU
Avaliação global ²³⁵⁹	EN A3cd

Outros nomes aplicados ao táxon

Chiropotes satanas ssp. *utahicki* (Hershkovitz 1985); *Chiropotes satanus* (Hershkovitz 1985) ssp. *utahicki*.

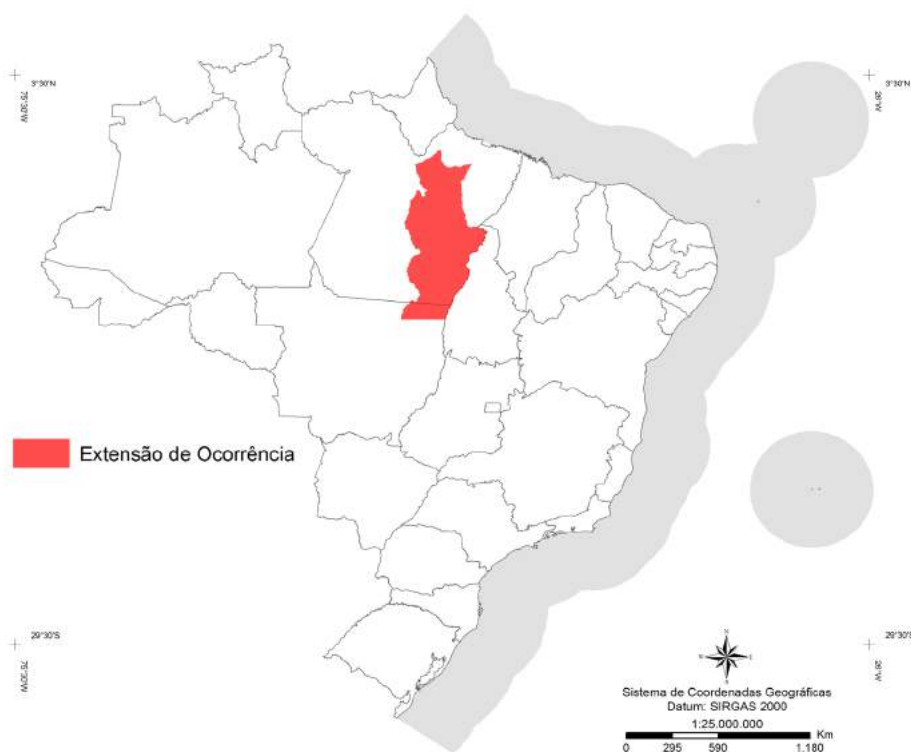
Notas taxonômicas

De acordo com Veiga *et al.*²³⁵⁹, Hershkovitz⁹²¹ revisou o gênero *Chiropotes* e reconheceu duas espécies, *Chiropotes albinasus* e *Chiropotes satanas*, a segunda contendo três subespécies (*Chiropotes s. satanas*, *Chiropotes s. chiropotes* e *Chiropotes s. utahicki*). Com base em análises integrativas de dados morfológicos, morfométricos e moleculares, Silva Jr. & Figueiredo²¹¹⁷ propuseram a elevação dessas três subespécies de *Chiropotes satanas* ao nível de espécie, e a divisão das populações que ocorrem em cada lado do rio Branco em dois taxa distintos. Assim, um arranjo taxonômico proposto por esses autores teria cinco espécies: *Chiropotes albinasus*, *Chiropotes satanas*, *Chiropotes utahickae*, *Chiropotes chiropotes* e *Chiropotes sagulatus* (Traill, 1821). Este último táxon representa a forma oriental de *C. chiropotes*, que ocorre a leste do rio Branco, no Brasil, Suriname e as Guianas²³⁵⁹. No presente estudo está sendo seguida a taxonomia proposta por Rylands²⁰⁰⁰.



Distribuição geográfica

Chiropotes utahickae é endêmico ao Brasil, com ocorrência nos estados de Mato Grosso e Pará²³⁵⁹. Segundo Lopes *et al.*¹²¹⁴ *C. utahickae* habita a Floresta Amazônica, sendo seu limite ocidental delimitado pelo rio Xingu, o setentrional é delimitado pelo rio Amazonas e o oriental pelo rio Tocantins-Araguaia^{921,1989,2117}, enquanto o limite meridional exato é desconhecido, embora exista um registro, no Museu Nacional, do rio Tapirapé, no nordeste do Mato Grosso. É necessária uma maior amostragem no Cerrado central do Brasil em áreas de contato com a floresta Amazônica que, apesar de pouco provável, a espécie pode ocorrer¹²¹⁴. Há indicações de que a distribuição atual do táxon está reduzida em relação a sua área de ocupação. Assim, os limites extremos da distribuição parecem estar inalterados, embora o desmatamento ocorrido dentro da área, ao longo das últimas três décadas, implique a perda de pelo menos 20% da floresta ocupada originalmente pela espécie¹²¹⁴.



História natural

Chiropotes utahickae habita principalmente floresta de terra firme, incluindo a floresta ombrófila densa e ombrófila aberta, mas podem ser encontrados também em florestas de lianas e florestas secundárias¹²¹⁴. O táxon apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente, pois estudos recentes demonstraram que a espécie é capaz de sobreviver em fragmentos pequenos (menores que 50 ha) isolados a mais de 20 anos, desde de que não exista pressão de caça^{716,2044,2393}. Já foram registrados em ambientes perturbados por extração mineral³⁸⁴. A área de vida do táxon é estimada em 60 a 100 ha²³⁹³.

História de vida

Maturidade sexual	
Fêmea	4 anos (para o gênero) ^{1555,1699} .
Macho	



Peso adulto	
Fêmea	1.900 a 3.300 g. (para <i>C. satanas</i>) ⁷⁷⁶ .
Macho	2.200 a 4.000 g. (para <i>C. satanas</i>) ⁷⁷⁶ .
Comprimento adulto	
Fêmea	Cabeça-corpo: 397 mm (380 a 410), cauda: 389 mm (370 a 420) (para <i>C. satanas</i>) ¹⁵¹⁵ .
Macho	Cabeça-corpo: 422 mm (400 a 480). cauda: 393 mm (395 a 420) (para <i>C. satanas</i>) ¹⁵¹⁵ .
Sistema de acasalamento	
Poligâmico ¹⁶⁹⁹ .	
Razão sexual	
Desconhecida para a espécie.	
Intervalo entre nascimentos	
2 anos (para o gênero) ¹⁶⁹⁹ .	
Tempo de gestação	
5 a 5,6 meses (para <i>C. satanas</i>) ¹⁸⁸² .	
Tamanho da prole	
1 filhote (para <i>Chiropotes</i> sp.) ¹⁹³⁷ .	
Longevidade	
18 anos para o gênero ¹⁵⁵⁵ .	
Tempo geracional	
10 anos ¹⁰⁰¹ .	
Enfermidades: doenças e parasitas encontradas para o táxon	
Cariótipo: A análise cariotípica de <i>Chiropotes</i> sp. do rio Negro mostrou 2n = 54, FN = 74. O complemento autossômico inclui 11 pares de cromossomos metacêntricos ou submetacêntricos e 15 pares acrocêntricos variando em tamanho desde pequenas a grandes. O cromossomo X é um submetacêntrico de médio porte. Comparações mostraram que o cariótipo de <i>Chiropotes chiropotes</i> (CC) é diferente de <i>C. sagulata</i> (CS) e <i>C. utahickae</i> (CU). CC difere de CS por duas inversões pericêntricas, representando diferenças entre CC 12 (acrocêntrico) e CS 5 (submetacêntrico), e entre CC 11 (submetacêntrico) e CS 21 (acrocêntrico). <i>Chiropotes</i> sp. também difere da <i>C. utahickae</i> em NF e por três inversões pericêntricas, entre CC 12 (acrocêntrico) e CS 5 (submetacêntrico), CC 11 (submetacêntrico) e CS 21 (acrocêntrico), e CC 9 (submetacêntrico), CSU e 14 (acrocêntrico) ²⁴⁴ .	

População

O tamanho da população total remanescente não é conhecido e não se sabe se o número de indivíduos maduros deste táxon é superior a 10.000. *Chiropotes utahickae* apresenta tamanho médio dos grupos de 8 e 9,3 indivíduos por grupo na Estação Científica Ferreira Penna (PA) e Fazenda Aratau (PA), respectivamente²²⁵; e 24 ind/grupo na Usina Hidrelétrica de Tucuruí (PA)²⁰⁴⁴.

As informações sobre densidade populacional são 0,22 ind/km² em Caxiuanã (PA)²³⁹⁷; 2,88 ind/km² na Estação Científica Ferreira Penna (FLONA de Caxiuanã), 5,81 ind/km² no Território Paracaná e 23,78 ind/km² na Fazenda Aratau⁷¹⁵.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças identificadas para o táxon foram: assentamentos rurais, agricultura, pecuária, expansão urbana, desmatamento, desconexão de *habitat*, redução de *habitat*, caça, aumento da matriz energética – especialmente com a construção da hidrelétrica de Belo Monte –, aumento da matriz rodoviária, asfaltamento da transamazônica e extração mineral.



Ações de conservação

Existentes

A espécie está listada no Apêndice II da CITES.

Chiropotes utahickae é uma das espécies alvo no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos^{990b} e uma das espécies de mamíferos incluídas no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Necessárias

São necessárias ações de fiscalização nas unidades de conservação onde a espécie é encontrada para garantir um menor impacto pela caça à espécie, bem como a consolidação de novas áreas de proteção.

Presença em unidades de conservação

Pará: REBIO do Tapirapé^{1214,1978}, FLONA Itacaiunas, FLONA Tapirapé-Aquiri, APA Igarapé Gelado, RESEX Ipaú-Anilzinho, RDS Itatupã-Baquiá, PE da Serra dos Martírios/Andorinhas, APA Lago de Tucuruí (margem esquerda), APA São Geraldo do Araguaia, RDS Alcobaça, RDS Pucuruí-Ararão¹²¹⁴, FLONA Caxiuanã^{226,1214,1310}, FLONA Carajás^{384,1214}.

Pesquisas

A ecologia da espécie ainda é pouco conhecida. Neste sentido, são necessárias pesquisas científicas visando a formulação de uma base de dados sólida para subsidiar a formulação de diretrizes de manejo. Além disto, a identificação dos fatores determinantes da tolerância da espécie à fragmentação de *habitat* e dos fatores limitantes de seu potencial de sobrevivência será essencial para o planejamento de estratégias efetivas de manejo, considerando o avanço da ocupação humana e diversos empreendimentos na região de ocorrência da espécie¹²¹⁴.

Atelocynus microtis (Sclater, 1883)

Maria Renata Leite Pitman & Beatriz de Mello Beisiegel

Ordem: Carnivora

Família: Canidae

Nomes comuns: cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas, cachorro-do-mato



Foto: João Paulo de Oliveira Gomes

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2c

Justificativa

A espécie está distribuída na Amazônia, nos estados do Acre, Rondônia, Mato Grosso, Pará e



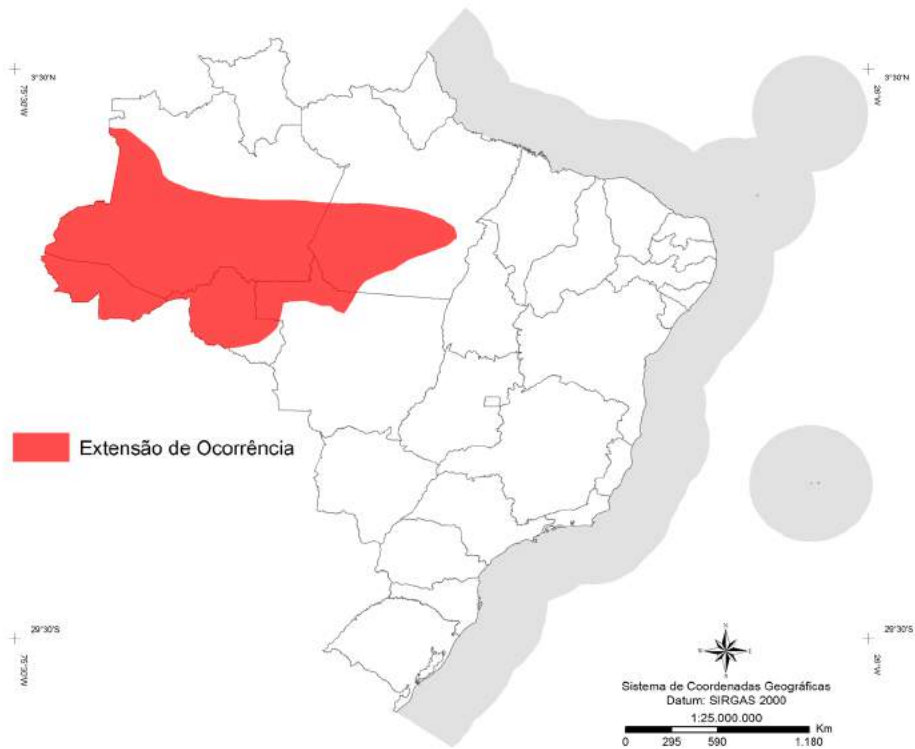
Amazonas. Cerca de 40% da distribuição geográfica da espécie se encontra exatamente sobre o arco do desmatamento, região que concentra os maiores índices de destruição da Floresta Amazônica. Dentro do período de 3 gerações ou 18 anos, a expansão do arco do desmatamento implicou em uma redução de cerca de 28% da distribuição da espécie, indicando uma suposta redução equivalente na população. Além disso, há a perda de indivíduos por retaliação à predação de animais domésticos, e também por doenças potencialmente transmitidas por animais domésticos. Por estas razões, *A. microtis* foi categorizada como Vulnerável (VU) pelo critério A2c. Existe conectividade com as populações dos países vizinhos, porém não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	DD
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁸¹	NT

Distribuição geográfica

Espécie amazônica, cuja distribuição geográfica ainda não é perfeitamente conhecida, registrada em locais dispersos na Colômbia, Equador, Peru, Bolívia e Brasil¹¹⁷⁵. Leite-Pitman e Williams¹¹⁷⁵ sugerem uma distribuição restrita às terras baixas do oeste da Amazônia, com a localização mais ao leste, sendo próxima a Carajás (PA) (Leite-Pitman, obs. pess., 2011). Os autores sugerem, ainda, que a ausência de registros de amplas áreas dentro de sua distribuição geográfica indica que sua distribuição pode não ser contínua.



História natural

O cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas é um canídeo de médio porte, pesando entre 9 e 10 kg. Seu focinho longo e afilado, suas orelhas relativamente curtas e arredondadas, a cabeça grande, as pernas



relativamente longas e a cauda longa e grossa o distinguem do cachorro-vinagre, *Speothos venaticus*, e do cachorro-do-mato, *Cerdocyon thous*, com os quais pode ocorrer em simpatria^{181,1175}. A fórmula dentária é i 3/3, c 1/1, p 4/4, m 2/3 = 42¹⁸¹. A pelagem pode ser preta, castanha e cinza arruivada, apresentando variações individuais¹¹⁶⁵. O número de cromossomos é $2n = 76$, o número fundamental é 78, e o cariótipo possui 36 pares de autossomos acrocêntricos ou submetacêntricos e um par de grandes cromossomos submetacêntricos que podem ser os cromossomos X, o que seria consoante com os demais canídeos, mas não pôde ser demonstrado, pois o único animal examinado foi uma fêmea¹⁸¹.

Atelocynus microtis ocorre em florestas não-perturbadas de terras baixas na Amazônia, incluindo florestas de terra firme, florestas alagadas, florestas com predominância de bambus e florestas pioneiras ao longo dos rios¹¹⁶⁵, parecendo preferir *habitat* ripários. Existem poucos registros em *habitat* marginais à Floresta Amazônica de terras baixas, não sendo possível definir se a espécie é capaz de ocupar estes ambientes¹¹⁷⁵. Na região de Alta Floresta, no arco do desmatamento do Mato Grosso, foram obtidos sete registros independentes da espécie, mas somente em áreas de floresta contínua¹⁴¹⁵.

Atelocynus microtis é uma espécie carnívora generalista, com uma predominância de frutos na dieta registrada na Amazônia peruana¹¹⁷⁵. A dieta também inclui insetos e mamíferos pequenos e médios, aves, répteis, anfíbios, caranguejos e peixes, sendo também carniceiro^{1165,1728}. Caçam sozinhos ou em pares^{1165,1728}. São principalmente solitários¹¹⁶⁵. Possuem atividade noturna e diurna, e a pelagem grossa e a existência de membranas interdigitais e avistamentos em rios sugerem uma intensa associação com corpos d'água^{181,1165}.

Aparentemente dão à luz durante o período seco, por volta de setembro, antes da estação dos frutos. Tocas dentro de troncos ocos ou buracos de paca e tatu-canastra foram encontrados, contendo dois ($n = 2$) ou três filhotes ($n = 1$) e dois adultos ou apenas a fêmea¹¹⁶⁵. Na Estação Biológica Los Amigos (Peru), observou-se, através do monitoramento por telemetria, que uma fêmea estabeleceu uma nova área de vida a 8 km da área original, abandonando seu filhote na idade de 6 meses, que passou a ocupar a área da mãe. Isso ocorreu justamente na época de maior produção de frutos na floresta, sugerindo que a mãe tenha deixado sua área para o filhote. Um macho que foi adaptado por 2 anos e meio e reintroduzido na Estação Biológica Los Amigos atingiu a maturidade sexual aos 3 anos, época em que ele passou a vocalizar (Leite-Pitman, obs. pess., 2011).

População

A espécie é rara e registros de sua ocorrência são incomuns¹¹⁷⁵. Peres¹⁷²⁸, em entrevistas com habitantes da Amazônia, encontrou uma taxa de 0,8 avistamentos/pessoa/ano para esta espécie, o que corrobora a hipótese de que *A. microtis* possui baixa densidade populacional. Pode desaparecer de certas áreas durante um longo período, como ocorreu na região da Estação Biológica de Cocha Cashu, na Amazônia Peruana¹¹⁷⁵. A espécie é muito pouco conhecida e estudada para permitir estimativas de densidade populacional. Entretanto, sabe-se que cerca de 40% de sua distribuição geográfica encontra-se exatamente sobre o arco do desmatamento, região que concentra os maiores índices de destruição da Floresta Amazônica. Dentro do período de 3 gerações ou 18 anos, a expansão do arco do desmatamento implicou em uma redução de cerca de 28% de sua distribuição, calculados pela sobreposição dos mapas de desmatamento da Amazônia à distribuição geográfica conhecida da espécie, indicando uma suposta redução equivalente na população. Há indícios de uma grande redução pretérita na distribuição, que outrora se estendia até a porção sul da Bolívia (coleta datada de 1926⁹¹⁸). Além disso, há a perda de indivíduos por retaliação à predação de animais domésticos, e também por doenças potencialmente transmitidas por animais domésticos.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda de *habitat* parece ser a maior ameaça à espécie, dado que esta ocorre em densidades populacionais muito baixas e apresenta preferência por áreas não-perturbadas¹¹⁷⁵.

Podem preda aves domésticas¹¹⁶⁵, o que pode causar morte em retaliação. A caça não motivada por



retaliação também ocorre^{1163,1165}.

Meneguetti *et al.*¹⁴⁰³ relatam o atropelamento de dois animais em Rondônia, na Linha 200, entre os municípios de Vale do Paraíso e Ouro Preto do Oeste.

A parvovirose e a cinomose estão presentes em cães domésticos mesmo em áreas remotas da Amazônia, e representam risco de contaminação para todos os carnívoros selvagens^{1163,1164}. A espécie praticamente desapareceu da região de Cocha Cashu, na Amazônia peruana, durante vinte anos, de 1970 a 1990¹¹⁶³ possivelmente devido a alguma enfermidade.

Leite-Pitman *et al.*¹¹⁶³ encontraram alguns animais da espécie criados como animais domésticos em comunidades do Alto Purus.

Ações de conservação

A espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Canídeos Brasileiros (ICMBio, em preparação).

Presença em unidades de conservação

Amazonas: PARNA da Amazônia (L. Diniz, dados não publicados);

Rondônia: FLONA do Jamari¹¹⁰⁷, ESEC de Samuel, REBIO do Jaru (A.R. D'Amico, com. pess., em Koester *et al.*¹¹⁰⁷), PE Guajará-Mirim¹¹⁶⁵;

Mato Grosso: PE do Cristalino.

Pesquisas

Existentes

Atelocynus microtis não é alvo de pesquisas no Brasil. A única pesquisa em andamento é a de M.R. Leite-Pitman e colaboradores na região de Cocha Cashu e Los Amigos, Amazônia peruana, envolvendo área de uso, dieta, uso de *habitat*, dinâmica populacional, predação e doenças.

Necessárias

Sugere-se o desenvolvimento de estudos de densidade populacional e área de vida da espécie no Brasil.



Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815)

Rogério Cunha de Paula, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Diego Queirolo, Rodrigo Pinto Silva
Jorge, Frederico Gemesio Lemos & Livia de Almeida Rodrigues

Ordem: Carnivora

Família: Canidae

Nomes comuns: lobo-guará, lobo-de-crina,
lobo-de-juba, lobo-vermelho, lobo



Foto: Rogério Cunha de Paula

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3c; E

Justificativa

Chrysocyon brachyurus vive principalmente nos biomas Cerrado e Pampa. Para o Cerrado, foi elaborado um modelo de viabilidade populacional (VORTEX), gerado a partir de parâmetros biológicos e demográficos discutidos no *Workshop* de Elaboração do Plano de Ação para a Conservação do Lobo-guará. Considerando as informações geradas pelo modelo e o tempo de geração de 7 anos, inferiu-se que a espécie sofrerá uma redução populacional de, pelo menos, 29% nos próximos 21 anos ou 3 gerações. Esta estimativa está embasada em uma taxa média de desmatamento do Cerrado de 1% ao ano. Considerando que os dados oficiais para o período de 2002 a 2008 apontam para uma taxa de desmatamento de 1,34% ao ano, a redução populacional seria mais acentuada. Além desta perda populacional estimada, a espécie também sofre perdas importantes não quantificadas decorrentes de atropelamento, doenças, retaliação à predação de animais domésticos, fazendo com que o declínio populacional nos próximos 21 anos possa atingir valores superiores ao limite de 30%, qualificando a espécie à categoria Vulnerável pelos critérios A3c e E, no Cerrado. No Pampa, estima-se que a espécie ocorra em densidades muito baixas, com tamanho populacional inferior a 50 indivíduos maduros devido ao alto grau de degradação dos ambientes naturais utilizados pela espécie, associado à perseguição por conflitos com pecuaristas, qualificando a espécie como Criticamente em Perigo (CR) pelo critério D1. Considerando que grande parte da distribuição da espécie está localizada no domínio do Cerrado, o estado de conservação da espécie neste bioma reflete sua situação no Brasil. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, porém não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.



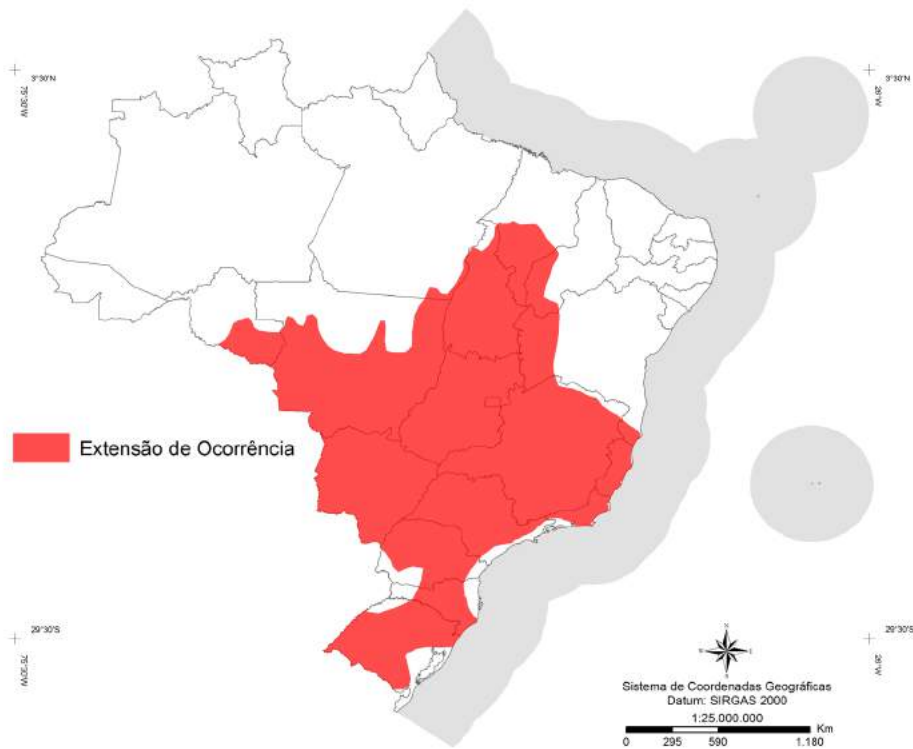
Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1692}	VU A3c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,685,686,688a,689}	Minas Gerais: VU São Paulo: Ameaçada Paraná: VU Santa Catarina: CR Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ¹⁶⁹¹	NT
Avaliação por bioma	Cerrado: VU A3c; E Pampa: CR D1

Distribuição geográfica

Historicamente os lobos-guará se distribuíam amplamente pelas áreas de campos e cerrados da região central da América do Sul, indo da foz do rio Parnaíba no nordeste brasileiro, sudoeste Peruano e ao longo do Chaco paraguaio até Paraguai, norte e leste da Bolívia^{625,1808}. No sul, ocorriam no estado do Rio Grande do Sul, no norte e nordeste da Argentina, e em todo o Uruguai. O limite sul possivelmente estava definido entre os paralelos 37° e 39° na Argentina¹⁸⁰⁸.

No Brasil, atualmente ocorre na porção leste do bioma Pantanal e, principalmente nos Campos Sulinos, no Cerrado até a região de transição com a Caatinga e nos Campos Gerais no sul do país¹⁸⁵⁵. O limite da distribuição original na porção sul ia até o extremo do Rio Grande do Sul, ao norte o limite coincidia com os limites do Cerrado e da Caatinga e a leste do Cerrado com a Floresta Atlântica e na porção oeste o limite era o Pantanal. Atualmente, a distribuição sofreu grandes reduções em sua porção sul, ocorrendo apenas no sul do estado do Rio Grande do Sul, divisa com o Uruguai, e na região dos campos de cima da Serra. No restante de sua área de ocorrência a redução populacional foi menos drástica, e a espécie ainda ocorre na maior parte de sua área original. Por outro lado, a porção leste tem se expandido para regiões originalmente ocupadas por Floresta Atlântica, que com o desmatamento das florestas, se tornaram áreas abertas e capoeiras, ambientes mais apropriados para o lobo-guará. Na





região do Pantanal a espécie é comum nas partes altas da bacia do alto Paraguai, mas rara na planície Pantaneira¹⁶⁹². A espécie pode habitar regiões com altitude superior a 1.500 metros⁷⁷.

História natural

O lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* é o maior canídeo sul-americano, medindo entre 95 e 115 cm de comprimento corporal e de 38 a 50 cm de cauda, pesando entre 20 e 33 quilos¹⁸⁵⁵ (R.C. de Paula, dados não publicados).

É uma espécie onívora generalista e oportunista cuja dieta varia sazonalmente, consumindo uma grande diversidade de frutos e pequenos vertebrados, como roedores, marsupiais, tatus, aves, répteis, bem como artrópodes. Lobos-guarás podem incluir em sua alimentação presas de maior porte como, por exemplo, veados-campeiro, raposas-do-campo, cachorros-do-mato, tamanduás-bandeira e porcos-do-mato^{387,1482,1912,1913,2020}. Para Rodrigues¹⁹¹², o fato de restos de animais de grande porte estarem presentes nas fezes do lobo-guará não comprova a predação desses indivíduos pela espécie, uma vez que eles podem ter se alimentado de animais mortos. Entretanto, segundo o autor, a predação de algumas espécies como, por exemplo, o veado-campeiro foi registrada por outros pesquisadores²⁰⁴. Em estudos realizados na Serra da Canastra, verificou-se uma frequência reduzida no consumo de *Solanum lycocarpum* diferente do observado por outros pesquisadores que encontraram a fruta-do-lobo como sendo o principal item consumido na região do cerrado^{52,1809}. Devido ao fato de consumir grandes quantidades de frutos e eliminá-las intactas nas fezes, *Chrysocyon brachyurus* é considerado um importante dispersor de sementes, principalmente de lobeira^{1855,1912}.

Chrysocyon brachyurus é um animal de hábito predominantemente solitário, podendo ser observado em pares na época reprodutiva e durante os primeiros meses da prole. Apresenta um padrão de atividade crepuscular-noturno. A espécie é territorialista, utilizando marcação odorífera com urina e fezes para demarcar território e evidenciar sua presença. A vocalização é utilizada na marcação de território, mas também na comunicação entre casais e na interação com filhotes^{275,1095,2156}. Rodrigues¹⁹¹² registrou encontros agonísticos entre indivíduos do mesmo sexo de lobo-guará, tanto machos como fêmeas, no PARNA das Emas. No entanto, seis encontros não agonísticos foram registrados (dois entre animais de sexos diferentes e quatro entre indivíduos do mesmo sexo: três fêmeas x fêmeas; um macho x macho) no PARNA da Serra da Canastra (R.C. de Paula, obs. pess., 2011).

Apesar de ocorrer a formação de um casal e este compartilhar território no período reprodutivo, segundo Sheldon²⁰⁸⁹ o macho e a fêmea dificilmente gastam muito tempo com interações sociais entre eles, sendo raramente avistados caçando e viajando juntos.

O lobo-guará é monógamo facultativo¹⁹⁰¹. Em animais de cativeiro, observou-se que a reprodução ocorre entre abril e junho e o nascimento dos filhotes normalmente de junho a setembro¹⁹⁰¹. Já foram observados nascimentos em maio (n = 3), na Serra da Canastra (MG) (R.C. de Paula, obs. pess., 2011). Segundo Dietz⁶²⁵, a reprodução ocorre entre outubro e fevereiro no Hemisfério Norte e de agosto a outubro no Hemisfério Sul. A gestação dura de 60 a 65 dias, nascendo de um a cinco filhotes, apesar de existirem relatos de nascimentos de sete filhotes. A ninhada é amamentada até os quatro meses de vida e até aproximadamente 10 meses e meio os pais os alimentam por regurgitação. Os filhotes acompanham a fêmea e aprendem a caçar a partir dos três meses¹⁹¹². Os machos cooperam com as fêmeas no cuidado dos filhotes, apesar da fêmea fazer isso por mais tempo¹⁹¹². As tocas são localizadas em arbustos densos ou campos limpos com grama alta moldada em uma galeria com túneis (R. Jorge, F. Rodrigues & R.C. de Paula, obs. pess., 2011). Coelho *et al.*⁴⁵⁸ observaram uma toca construída num cupinzeiro morto. Os jovens atingem a maturidade sexual com um ano de idade¹⁹⁰¹.

O lobo-guará ocorre em *habitat* abertos, como áreas de campos e matas de capoeira¹⁹⁰¹. Existem registros esporádicos em áreas do bioma Pantanal e de transição do Cerrado e Caatinga e do Cerrado e Amazônia (CENAP, dados não publicados). É crescente o número de ocorrências em áreas de Mata Atlântica (CENAP, dados não publicados), principalmente nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Paraná. Além disso, de forma geral, a espécie tem sido registrada em áreas extensamente alteradas para cultivo e pastagens. Sugere-se que a utilização de áreas antropizadas possa ser tanto



para forrageio como para descanso, embora elas sejam usadas em uma proporção menor do que áreas naturais ou mais bem preservadas (R.C. de Paula, dados não publicados). Para Carvalho³⁸⁷, o lobo-guará pode habitar áreas de campos e planícies onduladas, bem como regiões de brejo e baixadas alagadas. Segundo o autor, as baixadas servem de abrigo e amenizam o calor, com os lobos escondendo-se nas sombras e ficando em contato com o solo úmido. Já o campo é usado para a procura de alimento, embora a caça ocorra em ambos ambientes. Barros^{139a}, em um estudo realizado em região antropizada da Mata Atlântica, verificou a ocorrência de *Chrysocyon brachyurus* apesar da área não estar incluída em sua distribuição original. Segundo o autor, essa ocorrência demonstra o aproveitamento de áreas que sofreram perda ou fragmentação de *habitat* florestais. Coelho *et al.*⁴⁵⁸, em pesquisa realizada em uma área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado no estado de Minas Gerais, observaram uma forte preferência da espécie por regiões de campos rupestres, evitando fortemente áreas de florestas úmidas. Chiarello⁴⁴¹ registrou a ocorrência de *Chrysocyon brachyurus* em fragmentos florestais em uma área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica no estado de São Paulo. Para o autor, esse *habitat* pode estar sendo usado para os lobos refugiarem-se durante o dia devido à alta antropização da região, áreas de agricultura e pastagem, apesar desete não ser seu ambiente de preferência.

A área de vida da espécie varia de 20 a 115 km². Essa variação depende da qualidade do *habitat* disponível e da disponibilidade de recurso. Na época reprodutiva, machos e fêmeas passam a compartilhar o mesmo território em função da formação do casal, e essa área pode ser exclusiva ou apresentar pequenas ou grandes sobreposições com casais vizinhos^{1692,1855}.

Estudos de biologia molecular da espécie indicam que houve um grande evento de redução populacional, gargalo de garrafa, há aproximadamente 15.000 anos (P. Prates, dados não publicados). A partir de três populações geneticamente avaliadas, além de amostras de indivíduos de diversas regiões, Rodrigues¹⁹²², entretanto, indicou que os níveis de variabilidade genética dos lobos-guará são consideravelmente altos (He média = 0,75) em comparação a outras espécies de canídeos. Além disso, ao testar a hipótese dos efeitos do Gargalo de Garrafa, Rodrigues¹⁹²² concluiu que a espécie se encontra distribuída quase que panmiticamente, ou seja, na maior parte de sua área de distribuição ela apresenta pouca diferenciação genética, o que pode ser resultante de uma redução da variabilidade genética seguida de uma rápida expansão populacional a partir de uma única região. Isso indica uma estruturação populacional quase única, sem fragmentação devido a barreiras físicas ou geográficas atuais ou pretéritas.

Segundo Sheldon²⁰⁸⁹, a longevidade observada em cativeiro foi de 12 a 15 anos. Um indivíduo no Zoológico de São Paulo morreu apenas aos 22 anos. Paula *et al.*¹⁶⁹⁰ consideraram a expectativa de vida de 10 a 12 anos na natureza.

População

Rodrigues¹⁹¹² estimou uma população de quatro a cinco casais na ESEC Águas Emendadas (DF) (densidade de 0,01 ind/km²). No PARNA das Emas, Silveira²¹⁵⁶ estimou uma densidade populacional de 0,05 ind/km². O PARNA da Serra da Canastra apresenta a área de maior densidade estimada para a espécie, com 0,08 ind/km² (F. Rodrigues, dados não publicados).

No *Workshop* de Análise de Viabilidade Populacional, realizado em 2005 para a elaboração do plano de ação do lobo-guará, a população brasileira foi estimada em 21.746 indivíduos¹⁶⁹⁰. O tamanho populacional foi calculado a partir de várias estimativas de densidade entre as populações definidas para o Cerrado.

Nesse mesmo *workshop* foi verificada uma tendência de redução significativa do número de lobos e possível extinção em algumas áreas do país em virtude das taxas de mortalidade por atropelamento e perda de *habitat*, que foram consideradas como sendo as principais ameaças à espécie¹⁶⁹⁰.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

O crescimento desordenado de centros urbanos e a conseqüentemente perda e alteração do *habitat* vem ocasionando uma drástica redução de ambientes ideais para a manutenção das populações, mesmo



a espécie se mostrando tolerante a algum grau de alteração antrópica, como a agricultura. Outra ameaça severa para pequenas populações é o grande número de atropelamentos, sendo na maioria das vezes de indivíduos jovens, provavelmente em fase de dispersão. Em algumas populações estima-se que os atropelamentos sejam responsáveis pela morte de um terço à metade da produção anual de filhotes¹⁹¹².

As três ameaças principais sobre a espécie são:

- Descaracterização ambiental/perda de *habitat* (redução de qualidade de áreas adequadas à permanência);
- Perda de indivíduos devido a conflitos com humanos;
- Perda de indivíduos devido a atropelamentos.

Talvez uma das ameaças mais significativas à espécie seja a perseguição devido a conflitos com produtores rurais. O abate de indivíduos em virtude de retaliação à predação de aves domésticas é importante, principalmente em populações mais isoladas. Como todo problema de predação de animais domésticos por carnívoros silvestres, a percepção é exagerada com relação ao real impacto do predador envolvido. Segundo Rodrigues¹⁹¹², em estudo realizado no Distrito Federal foram verificados fragmentos de galinhas em apenas duas amostras de fezes analisadas, apesar da região do estudo ter vários registros de proprietários de chácaras culpando os lobos pela morte das aves domésticas e denúncias de indivíduos da espécie sendo abatidos em decorrência da suposta predação. Para o autor, as galinhas são consumidas eventualmente, sendo consideradas pouco importantes na dieta do lobo. Santos²⁰²⁷ monitorou dez propriedades no entorno do PARNA da Serra da Canastra (MG), onde do plantel de aves observado, apenas 11,6% foram predados. Menos da metade dos ataques foram provocados por lobos-guará (42%). No entanto o estudo avaliou que a percepção dos moradores sobre a espécie é ruim, o que é ressaltado pelos seis animais abatidos em quatro anos (R.C. de Paula, dados não publicados). Observou-se que a predação de aves domésticas varia bastante entre propriedades, sendo representativa em algumas delas onde o prejuízo é de mais de 50% do plantel atacado. Nestes casos, a tolerância à presença de lobos-guará é muito baixa, podendo gerar perdas severas nas populações. Mesmo que estas reduções por conflitos não sejam o fator primário de ameaça à espécie, observa-se este cenário em diversos locais onde lobos e proprietários rurais dividem espaço.

Outro problema que também deve ser considerado, embora ainda se saiba muito pouco quanto à sua gravidade, é o risco epidemiológico pela transmissão de patógenos advindos do contato com animais domésticos, principalmente onde a zona de contato é grande. Lobos-guará estão sujeitos a várias doenças transmitidas por cães, e sugere-se que o impacto destas doenças pode ser significativo. Estudos na Bolívia^{587,588,677} e no Brasil^{562,1328}, revelam que animais em contato indireto com cães domésticos apresentam titulação para patógenos tais como raiva, cinomose, parvovirose, leishmaniose, entre outros. Perda direta de indivíduos doentes (cinomose, raiva) ou de proles inteiras de animais portadores de doenças (parvovirose) poderiam comprometer populações saudáveis da espécie. Entretanto, não se sabe ao certo o potencial de sensibilização da espécie às doenças que eles vêm contraindo.

Resumindo, análises de viabilidade populacional de lobos-guará apontam que as principais ameaças são a mortalidade devido ao atropelamento e à redução da capacidade de suporte em função da perda do *habitat*¹⁶⁹⁰. Rodrigues & Diniz-Filho¹⁹¹³, em uma análise de viabilidade populacional com uma população isolada de lobos-guará, verificaram que um dos fatores com maior influência no tempo de extinção da população está relacionado com a redução da capacidade de suporte em função da perda de *habitat*.

Ações de conservação

Existentes

Em 2005 foi realizado o I *Workshop* Internacional para a Conservação do Lobo-guará – Análise de viabilidade Populacional e de Habitat (PHVA), visando a elaboração do Plano de Ação para Conservação do Lobo-guará, organizado pelo CENAP¹⁶⁹⁰. Em 2009 este plano teve sua primeira revisão com foco no Brasil, limitando-se as ações ao território nacional, oficializado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e tendo o CENAP como instituição coordenadora. Em 2012, o plano nacional foi revisado, passando a ter como objetivo “Reduzir, em cinco anos, a perda de indivíduos das populações de lobo-guará decorrente da perda e alteração de *habitat* adequados e conflitos com atividades



antrópicas”. Para atender ao objetivo geral, foram elaborados os seguintes objetivos específicos:^{[P]⁷⁷}_[SEP]

- Promover a integração entre instituições de pesquisa, agências de fomento e de financiamento;
- Caracterizar, avaliar e gerir o impacto de alterações ambientais sobre as populações de lobo-guará;
- Aumentar a efetividade da educação para a conservação do lobo-guará;
- Reduzir conflitos entre as comunidades e o Lobo-guará.

Recentemente, o plano de ação foi novamente reformulado, se transformando no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Canídeos Brasileiros (ICMBio, em preparação), passando a incluir outras três espécies ameaçadas de extinção.

Presença em unidades de conservação

Maranhão: PARNA Chapada das Mesas, PE Mirador¹⁶¹⁷;

Piauí: ESEC Uruçuí-Una;

Tocantins: PARNA Nascentes do Rio Parnaíba, PARNA do Araguaia, PARNA Serra Geral do Tocantins¹⁶⁹², PE do Jalapão;

Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros¹⁶⁹², PARNA das Emas^{204,1023,1692,1913};

Distrito Federal: APA Gama e cabeça de Veado¹⁰⁴⁵, PARNA de Brasília^{1045,1692}, ESEC Águas Emendadas^{1045,1692,1805,1912,1913};

Mato Grosso: PARNA da Chapada dos Guimarães, ESEC Serra das Araras, ESEC Pirapitinga¹⁶⁹;

Mato Grosso do Sul: PARNA Serra da Bodoquena, PE Nascentes do Rio Taquari, PE Várzeas do Rio Ivinhema¹⁶⁹²;

Minas Gerais: PARNA da Serra da Canastra^{1473,1692}, PARNA da Serra do Cipó^{562,1692}, PARNA das Cavernas do Peruaçu, PARNA Grande Sertão Veredas, REBIO Jaíba, PE do Itacolomi, PE Grão Mongol, PE Serra das Araras, PE Serra do Rola-Moça, PE Serra Negra, PE Serra do Brigadeiro, PE Sagarana/Logradouro, PE Sagarana/Mata Seca, PE Veredas do Peruaçu, RPPN do Caraça¹⁶⁹², APA Morro da Pedreira⁵⁶², PE do Ibitipoca^{77,1692}, RPPN Santuário da Serra do Caraça^{458,2105}, RPPN Galheiro^{459,1370,1692}, PARNA Sempre Vivas, PE Rio Preto, PE Serra do Cabral, RPPN Porto Cajueiro, RPPN Aldeia (Biotrópicos, dados não publicados);

Minas Gerais/Rio de Janeiro: PARNA Itatiaia¹⁶⁹²;

Rio de Janeiro/São Paulo: PARNA Serra da Bocaina¹⁶⁹²;

São Paulo: ESEC Águas de Santa Bárbara, ESEC Jataí, PE Rio Preto¹⁶⁹², ESEC Itirapina^{318,1692}, PE Vassununga^{448,1692}, PE Aguapeí, PE Assessoria da Reforma Agrária, PE Campos do Jordão, PE Furnas do Bom Jesus, PE dos Mananciais de Campos do Jordão, PE Morro do Diabo, PE Porto Ferreira, ESEC Assis, ESEC Bauru, ESEC Caetetus, ESEC Ibicatu, ESEC Mogi-Guaçu, ESEC Ribeirão Preto, ESEC Santa Bárbara, ESEC Santa Maria, ESEC São Carlos, ESEC Valinhos²⁹⁸;

Paraná: PARNA de Ilha Grande, PARNA do Iguaçu, PE de Vila Velha, PE do Cerrado, PE do Guartelá¹⁶⁹²;

Santa Catarina: PARNA São Joaquim¹⁶⁹²;

Rio Grande do Sul: PARNA Serra Geral^{1692,2042}, PARNA Aparados da Serra, PE Itapuã, PE Caracol¹⁶⁹.

Pesquisas

Necessárias

- Análise da área de vida, uso de *habitat* e padrões de dispersão de lobos-guará que ocupam áreas de íntimo contato com a população humana e sob influências de atividades antrópicas;
- Caracterização da variabilidade genética e relações socioecológicas;
- Avaliação do status reprodutivo do lobo-guará em vida livre e seus fatores impactantes;
- Análise quantitativa e qualitativa dos conflitos entre lobos-guarás e a população humana;
- Melhorar a percepção da população humana para a espécie por meio de projetos-modelo de educação ambiental e comunicação comunitária;
- Avaliação comportamental: interações sociais, cuidados parentais;
- Avaliação da existência de competição interespecífica com outros carnívoros simpátricos;
- Avaliação da influência de animais domésticos na ecologia, comportamento e saúde das populações;



- Mapeamento de potencial de risco à ocorrência da espécie;
- Avaliação da adequabilidade ambiental dos biomas de ocorrência ao lobo-guará;
- Avaliação da viabilidade populacional em populações pequenas.

Lycalopex vetulus (Lund, 1842)

Frederico Gemesio Lemos, Fernanda Cavalcanti de Azevedo, Beatriz de Mello Beisiegel, Rodrigo Pinto Silva Jorge, Rogério Cunha de Paula, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues & Livia de Almeida Rodrigues

Ordem: Carnivora

Família: Canidae

Nomes comuns: raposa-do-campo, raposinha, raposinha-do-campo



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2cd+3cd

Justificativa

A raposa-do-campo, *Lycalopex vetulus*, é a única espécie de canídeo brasileiro endêmica do Cerrado, bioma sob alta pressão antrópica e com menos de 20% de sua área original ainda em estado primitivo. Considerando as estimativas mais conservadoras, o Cerrado sofreu um desmatamento de 50% de sua área nos últimos 40 anos; destes, pode-se estimar uma perda de 20% de área em um período de 15 anos ou três gerações, que deve refletir-se em uma perda populacional equivalente para a espécie. Este declínio não cessou. Estima-se que a espécie terá uma perda de *habitat* de, pelo menos, 10% nos próximos 15 anos. Considerando que a espécie também sofreu e continua sofrendo perdas importantes não quantificadas decorrentes de atropelamento, predação por cães domésticos, doenças, retaliação à suposta predação de animais domésticos, e alta mortalidade de filhotes/juvenis, o declínio populacional deve, em uma estimativa conservadora, ter sido de pelo menos 30% nos últimos 15 anos e deve atingir o limite de 30% nos próximos 15 anos, qualificando a espécie à categoria Vulnerável (VU), pelos critérios A2cd+A3cd. Até onde se sabe a espécie só ocorre em território brasileiro, não havendo populações em países vizinhos.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁶	São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ⁵⁶⁹	LC



Outros nomes aplicados ao táxon

Em alguns trabalhos a espécie é denominada *Dusicyon vetulus*, seguindo Clutton-Brock e colaboradores (1976). Apesar de alguns trabalhos utilizarem *Pseudalopex vetulus* a partir de Berta (1987), o nome mais aceito atualmente é *Lycalopex vetulus*, de acordo com Wozencraft (2005) e Dalponte (2009).

Distribuição geográfica

Endêmica do Brasil, a distribuição geográfica da raposa-do-campo originalmente parece estar associada aos limites de extensão do Cerrado, áreas de vegetação savânica⁵⁷⁶. A espécie pode ainda ser encontrada em zonas de transição, incluindo *habitat* abertos no Pantanal (mosaico de campos e vegetação xerofítica), embora ainda existam certos estados e regiões neste bioma onde a espécie não foi registrada até a conclusão deste artigo. É mais comum na região centro-sul do bioma⁵⁷⁶, mas registros recentes têm ampliado consideravelmente sua distribuição para a região norte e nordeste do país. Considerando as novas informações, a área de ocorrência atual da raposa-do-campo estende-se do centro-nordeste e oeste do estado de São Paulo^{575,576} ao norte do Piauí⁵¹¹ e médio-leste do Maranhão (Lemos & Azevedo, obs. pess., 2011) incluindo os estados do Mato Grosso (centro-sul) e Mato Grosso do Sul (áreas secas e não inundáveis do pantanal), sul de Rondônia (Ribeiro, com. pess., 2011) Goiás, Tocantins, Distrito Federal, sudoeste da Bahia, e centro-oeste de Minas Gerais^{570,575,576}.

Apesar de sua distribuição ser razoavelmente conhecida, três regiões ainda representam lacunas de conhecimento devido à ausência ou não confirmação de registros. O extremo oeste de sua distribuição, no Mato Grosso do Sul, representa uma destas lacunas. Apesar de sua ocorrência ser sugerida, mas não confirmada, por Anderson⁵⁹ no Cerrado Boliviano, na área da Serranía de Huanchaca, o registro mais a oeste está a cerca de 75 km antes da fronteira boliviana⁵⁷⁶. Outra lacuna é a região nordeste de sua distribuição, na região onde o Cerrado é substituído pelo bioma Caatinga. Apesar de durante a confecção deste artigo os autores receberem diversos relatos de outros pesquisadores que afirmam ter registrado a raposa-do-campo no centro e região leste da Caatinga, ao serem analisados, nenhum dos materiais testemunhos (fotos de animais vivos e atropelados, e rastros) confirmou-se tratar da espécie (Lemos & Azevedo, obs. pess., 2011). Por fim, o Paraná representa a terceira lacuna de conhecimento sobre a distribuição da raposa-do-campo. Apesar do estado de São Paulo ser o limite de distribuição conhecido





e confirmado por material testemunho⁵⁷⁶, Mikich & Bérnils¹⁴¹⁹ incluem a raposa-do-campo na lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção do Paraná, baseando-se em três registros na porção leste do estado. Entretanto até o momento não existem evidências ou registros comprovados que suportem esta ampliação na distribuição.

Uma das maiores dificuldades no conhecimento da real distribuição da raposa-do-campo reside na identificação errônea da espécie por pesquisadores, tradicionalmente baseada na coloração. A raposa-do-campo é facilmente confundida pelo pesquisador não especialista na espécie com outras duas espécies de canídeos brasileiros de mesmo porte: o cachorro-do-mato, *Cercopithecus thous* e o graxaim-do-campo, *Lycalopex gymnocercus*. O primeiro ocorre simpatricamente ao longo de toda a distribuição de *L. vetulus*. Já o graxaim-do-campo substitui a raposa-do-campo no limite sul de sua distribuição, não sendo conhecida atualmente a distribuição norte da espécie e se a mesma ocorre simpatricamente ou não com a raposa-do-campo. Lemos & Azevedo¹¹⁷⁹ registraram o graxaim-do-campo no sudoeste do estado de São Paulo, porém é necessário que mais amostragens sejam realizadas na região para melhor conhecer os limites de cada espécie e se as mesmas têm distribuição sobreposta. Além disso, diversos registros no nordeste do país atribuídos à raposa-do-campo, quando analisados mais profundamente, revelam se tratar do cachorro-do-mato, cuja população da região oeste de sua distribuição possui indivíduos com pelagem mais clara do que a geralmente encontrada em outras partes do Brasil. Estudos demonstraram que a maior parte dos canídeos diagnosticados com leishmaniose e raiva na região nordeste, identificados como *L. vetulus*, eram na verdade o *Cercopithecus thous*^{378,520}.

Entretanto, vale ressaltar que mesmo havendo sobreposição de coloração da pelagem da raposa-do-campo com as outras espécies de canídeos de pequeno porte do Brasil, a identificação das mesmas deve ser baseada em outras diferenças morfológicas menos variáveis como o tamanho corporal, tamanho e formato da cabeça e focinho em relação ao corpo (sempre maiores e mais robustos no cachorro-do-mato, seguido do graxaim-do-campo), e a presença de uma mancha negra na base da cauda da raposa-do-campo, característica peculiar a todas as espécies do gênero *Lycalopex*, além da ponta da cauda negra. Com relação ao graxaim-do-campo, as manchas na cauda podem representar um fator de confusão entre as espécies, mas o graxaim é maior com 5 a 8 kg que a raposa-do-campo com 2 a 4 kg, sendo a cabeça, o focinho e o peito mais largos e robustos. Adicionalmente, a realização da identificação das espécies por meio de técnicas moleculares é uma alternativa interessante nos casos em que houver disponibilidade de amostras dos indivíduos³⁷⁸.

Portanto, são necessários mais estudos e amostragens que ajudem a eliminar lacunas de conhecimento sobre a distribuição da raposa-do-campo, além da elaboração de material descritivo-fotográfico (artigos, guias e livros) que não só divulguem mais a espécie, mas também auxiliem na formação e qualificação de pesquisadores e leigos interessados na raposa-do-campo e em Canidae.

História natural

A raposa-do-campo é uma espécie típica de formações abertas do Cerrado, preferindo as fitofisionomias de campos ou com vegetação mais rala e espaçada como os campos limpos, campos sujos, campos cerrados e cerrado *stricto sensu*, às formações mais densas ou florestais, sejam elas decíduas ou matas de galeria^{332,471,574,575,1044,2156}. Os ambientes preferenciais parecem concentrar-se nas planícies e chapadões bem drenados do Brasil central, em que o regime de chuvas é marcado, apresentando uma estação seca longa onde a chuva é escassa ou inexistente durante pelo menos três meses⁵⁷⁵. Dalponte⁵⁷⁵ estimou que dentre as 53 localidades em que a raposa-do-campo foi observada, 22,6% eram de cerrado *stricto sensu*, 18,8% eram campos úmidos (veredas, campos de murunduns ou campo de vazante), 13% eram campo cerrado, e 11,3% eram campos naturais (campo limpo ou campo sujo).

Apesar de aparentemente evitar regiões pantanosas ou alagadiças, pode também ser encontrada em algumas regiões do Pantanal, onde existem grandes extensões de terrenos secos e abertos durante o período de inundação⁵⁷⁵. Censos realizados nas planícies inundáveis do rio Paraguai não registraram a espécie, tanto em áreas baixas e contínuas²⁹ quanto em áreas altas e isoladas^{575,2049}. No nordeste de sua distribuição, foi registrada em ambientes de transição entre Cerrado e Caatinga^{130,572,1044,1632}.



Também existem diversos registros da espécie em áreas antropizadas como as de pastagem^{519,570,576,1178,1180,1888}, de agricultura^{575,1044} e de silviculturas, mais especificamente plantações novas de eucalipto⁵¹⁹ e seringueiras (Lemos & Azevedo, obs. pess., 2011). Segundo Dalponte⁵⁷⁵ áreas de pastagem de gado (pastagem manejada e pastagem suja) representaram 24,5% dos pontos onde raposas foram registradas, enquanto campos de cultivo de grãos representaram 7,5% das observações realizadas. Em fazendas de gado no sudeste de Goiás, Lemos *et al.*¹¹⁸⁰ observaram que raposas-do-campo utilizam mais áreas de pasto (preferencialmente pastagem pastada) em detrimento de outros tipos de *habitat* disponíveis como pastagens abandonadas em algum estágio de sucessão, mata semidecídua e borda de mata, e brejos e borda de brejos, não ocorrendo nenhum registro da espécie em áreas de floresta nem permanentemente alagadas.

A raposa-do-campo é um carnívoro insetívoro-onívoro, que utiliza cupins como a base de sua alimentação^{572,574,576,737,1023,1044,2319}. A espécie consome também, em menores proporções, besouros e gafanhotos e, conforme a disponibilidade no ambiente e época do ano, frutos, silvestres e exóticos, pequenos mamíferos, lagartos e cobras, anuros e aves^{572,574,576,737,1023,1044,1180,2319}. Segundo Dalponte & Lima⁵⁷¹, *L. vetulus* pode ser considerada uma dispersora potencial de sementes devido à alta diversidade de frutos consumidos e à elevada presença de sementes intactas nas fezes.

Possui um padrão de atividade crepuscular-noturno, iniciando sua atividade após o pôr do sol e terminando ao amanhecer⁵⁷⁶. Ocorre em simpatria com outros canídeos brasileiros como o cachorro-do-mato e o lobo-guará, *Chrysocyon brachyuru*, existindo alguma sobreposição entre as dietas dos mesmos¹⁰²³. Entretanto, aparentemente as adaptações morfológicas que permitem à raposa-do-campo habitar áreas mais secas de campos abertos e sua dieta direcionada primordialmente aos cupins permitem que ela coexista com as outras duas espécies de canídeos⁵⁷⁶. Em algumas regiões foi observada uma sobreposição alimentar moderada entre as duas espécies menores de canídeos brasileiros, *C. thous* e *L. vetulus*, uma vez que apresentaram certa diferença na preferência por alguns itens alimentares^{1044,1180,2156}. Jácomo *et al.*¹⁰²³ analisaram a sobreposição dos nichos alimentares entre estas três espécies no PARNA das Emas, em Goiás. Segundo os autores, a maior sobreposição observada foi entre o lobo-guará e a raposa-do-campo, mas foi verificado que existe diferença no padrão de atividade das espécies, permitindo que habitem o mesmo ambiente em simpatria. Entretanto, na região do Limoeiro (sudeste de Goiás), ambas espécies têm padrão de atividade similar e ainda assim ocorrem sintopicamente (Lemos & Azevedo, obs. pess., 2011).

Com relação ao comportamento, raposas-do-campo são consideradas de hábitos solitários¹¹⁸¹ e monogâmicas, formando pares reprodutivos durante a estação de acasalamento que permanecem juntos durante a criação dos filhotes, sendo o contato entre a fêmea e o macho mais intenso nos quatro primeiros meses de vida da prole^{519,1180}. Observações de interações sociais estão restritas às realizadas entre os pares reprodutivos, que podem forragear próximos, mantendo alguma distância de contato, e também entre a mãe e seus filhotes^{519,575,1180}.

As fêmeas têm ninhadas de 2 a 5 filhotes que nascem geralmente de julho a agosto, sendo o período de gestação de aproximadamente 50 dias¹¹⁸⁰. No sudeste de Goiás, raposas tiveram ninhadas que variaram entre um ($n = 1$) e 4 filhotes ($n = 2$), mas ninhadas com três filhotes foram predominantes ($n = 5$)¹¹⁸⁰. Normalmente, são usadas as tocas de tatus-peba, *Euphractus sexcinctus*, abandonadas para o nascimento da ninhada^{519,576,1180}. As fêmeas amamentam os filhotes até os 4 meses de vida, podendo permanecer com eles por 2 a 4 meses⁵⁷⁶ e eventualmente mais tempo (Lemos & Azevedo, obs. pess., 2011). A dispersão dos juvenis ocorre entre nove e 10 meses de idade, quando eles começam a estabelecer seus próprios territórios, podendo ser próximos à área onde passaram seus primeiros meses de vida⁵⁷⁵. Registros recentes indicam que o macho e a fêmea participam nos cuidados com a prole^{519,576}.

Poucos trabalhos foram realizados a respeito do tamanho de área de vida utilizado por raposas-do-campo. Em um estudo realizado na Bahia, Juarez & Marinho-Filho¹⁰⁴⁴ estimaram a área de vida de uma fêmea adulta em 3,8 km² e a de um macho juvenil em 2 km². Além disso, conforme registrado pelos autores, a distância percorrida por uma fêmea adulta em uma noite foi de 4,55 km. Courtenay *et al.*⁵¹⁹ acompanharam um casal e dois filhotes em uma área antropizada em Minas Gerais por alguns meses, e



estimaram em 4,56 km² a área de vida compartilhada pelo grupo. No Mato Grosso, três grupos, compostos por um grupo familiar e dois casais, foram acompanhados e a média da área de vida encontrada foi de 0,48 km² ⁽⁵⁷⁶⁾. Tendo em vista o baixo número de animais acompanhados e a curta duração dos trabalhos, faz-se necessário que novos estudos de monitoramento em longo prazo sejam priorizados, para conhecer a área mínima necessária para uma raposa-do-campo atender suas necessidades básicas.

Em relação às interações interespecíficas, existem pouquíssimos relatos publicados sobre encontros entre a raposa-do-campo e outros carnívoros. De 2005 a 2011, no sudeste de Goiás foram testemunhados três encontros entre raposas-do-campo e cachorros-do-mato (Lemos & Azevedo, obs. pess., 2011), os quais resultaram em perseguições da espécie maior sobre a menor, o que poderia indicar uma competição interespecífica por uso de *habitat* ⁽¹¹⁸⁰⁾. O segundo e terceiro registros consistiram em indivíduos de raposa-do-campo monitoradas por colares VHF sendo afastadas de sua área por cachorros-do-mato também monitorados, sendo que todas as observações foram visuais. Isso contraria o registrado por Courtenay *et al.* ⁽⁵¹⁹⁾, que afirmam que a raposa-do-campo poderia tolerar cachorros-do-mato em suas áreas de forrageio. Azevedo (obs. pess., 2011) observou um macho de raposa-do-campo em outubro de 2008 com comportamento agressivo afastando um lobo-guará que se aproximou muito de uma toca de filhotes ⁽¹¹⁸⁰⁾.

Com relação aos carnívoros de grande porte, como onças-pardas (*Puma concolor*) e lobos-guarás, apesar de Jácomo *et al.* ⁽¹⁰²³⁾ registrarem pêlos de raposa-do-campo em fezes de lobos-guarás, não existem registros que indiquem se a mesma foi ativamente predada ou consumida como carcaça, embora R.C. de Paula (com. pess., 2011) tenha registrado um lobo-guará perseguindo uma raposa-do-campo, mas sem alcançá-la, no PARNA da Serra da Canastra.

População

Não existem estudos sistemáticos sobre a densidade populacional de raposa-do-campo ao longo de sua distribuição, exceto o realizado por Rocha *et al.* ⁽¹⁸⁸⁸⁾ em duas áreas no estado do Mato Grosso, uma de campo sujo e outra de pastagem. Segundo os autores, a estimativa populacional para a área de campo sujo foi de 1,21 indivíduos/km² e para a pastagem de 4,28 indivíduos/km². Apesar de no trabalho os autores sugerirem uma possível adaptação da espécie a ambientes antropizados, onde a vegetação natural do Cerrado é substituída por pastagens exóticas, é importante ressaltar que as áreas utilizadas durante o estudo, além de proporcionarem visibilidade diferente, muito maior nas pastagens do que no campo sujo, foram amostradas em momentos diferentes (“campo sujo” em agosto e setembro, “pastagem” em outubro e novembro). Os dois períodos amostrados são momentos diferentes na história de vida da raposa-do-campo. Em agosto os filhotes estão nascendo e as mães passam mais tempo na toca, e os machos fora ^(576,1180), diminuindo a probabilidade de avistamentos de indivíduos. Em outubro os filhotes já circulam fora de suas tocas, juntos com seus pais em pequenos grupos familiares ^(576,1180), aumentando o número de indivíduos que poderiam ser avistados. Portanto é possível que a diferença de densidade encontrada não reflita a realidade populacional das áreas de estudo, mas seja resultante de um viés amostral. Assim, é imprescindível que futuros estudos de densidade populacional sejam não apenas realizados durante períodos maiores de tempo, que abranjam diferentes épocas do ano, mas que principalmente os transectos sejam feitos em estações/épocas de histórias de vida similares. Isso é extremamente importante, dada a falta de outros estudos populacionais, uma vez que a espécie talvez não seja realmente favorecida pela conversão de ambientes naturais de Cerrado em pastagens. Além disto, Lemos & Azevedo (obs. pess.), a partir do acompanhamento de uma população em uma área fragmentada com matriz de pastagens no sudeste de Goiás, município de Cumari, relataram um possível declínio populacional ao registrarem em dois anos consecutivos a morte da maior parte dos filhotes nascidos e também de vários juvenis e adultos. Desta forma, os resultados relatados por Rocha *et al.* ⁽¹⁸⁸⁸⁾ devem ser interpretados com cautela e não podem ser aplicados a toda a distribuição da espécie, dada a inexistência de estudos acerca de densidade e dinâmicas populacionais da raposa-do-campo em outras áreas.

Além disso, a área de distribuição da raposa-do-campo é grande e a espécie não só ocorre em



diferentes tipos de ambientes, mas também enfrenta diferentes tipos e níveis de pressão antrópica. De acordo com a UICN a espécie pode ser localmente abundante, mas suas populações são menores que as do cachorro-do-mato, espécie para a qual estimativas populacionais no Brasil também são escassas⁵⁷⁰.

Não se pode afirmar que *L. vetulus* se adapta a áreas antropizadas até que sejam obtidos dados conclusivos sobre as densidades populacionais da espécie em diferentes partes da sua distribuição geográfica. Por esse motivo, as perdas populacionais da espécie foram estimadas com base na perda de *habitat* ocorrida em um período de três gerações ou 15 anos. Segundo Myers *et al.*¹⁵⁰⁷, o Cerrado possui apenas 20% de área de vegetação primária, sendo que a degradação do Cerrado iniciou-se na década de 1970²⁰¹⁷. Dados mais conservadores sobre o desmatamento deste bioma apontam para uma perda de cerca de 50% da área de Cerrado¹⁴⁴⁵. Considerando que esta perda ocorreu em 40 anos, pode-se estimar uma perda de 20% desta área em um período de 15 anos ou três gerações, que deve corresponder a uma perda populacional equivalente para a espécie. As perdas populacionais da espécie não cessaram. Estima-se que a espécie terá uma perda de *habitat* de, pelo menos, 10% nos próximos 15 anos. Esta estimativa está embasada em dados de desmatamento do Cerrado no período de 2002 a 2008¹⁴⁴⁵. De acordo com este estudo, foram perdidos aproximadamente 14.000 km² de Cerrado por ano no período, o que corresponde a 1,34% da área remanescente do bioma, 1.063.289 km². No entanto, estimamos que, desta taxa anual de desmatamento, aproximadamente 50% se referem à conversão em agricultura e 50% em pastagem e, uma vez que a espécie utiliza pastagens, foi decidido utilizar 0,67% como a perda anual de *habitat* para a espécie.

Considerando que a espécie também sofreu no passado e ainda sofre perdas importantes não quantificadas decorrentes de atropelamento, predação por cães domésticos, doenças, retaliação à suposta predação de animais domésticos, e alta mortalidade de filhotes/juvenis, o declínio populacional nos últimos 15 anos deve ter atingido 30% e o declínio nos próximos 15 anos deve também atingir o limite de 30%, ambos em uma estimativa conservadora.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As maiores ameaças à conservação da raposa-do-campo parecem ser a destruição de seu *habitat* e outros efeitos negativos diretos e indiretos causados pelo homem¹¹⁷⁸. Uma vez que a espécie só ocorre nos domínios do Cerrado, e este se encontra entre os 25 ecossistemas mais ameaçados do planeta¹⁵⁰⁷, as ações antrópicas aparentemente representam a maior fonte de mortalidade da espécie¹¹⁷⁸. Por serem consideradas como “terras improdutivas”, nas últimas duas décadas o governo federal incentivou o desbravamento e “desenvolvimento” das fronteiras comerciais e industriais no Cerrado. São diversas as ameaças resultantes de tais ações, sendo a expansão da fronteira agropastoril a principal fonte de fragmentação e supressão de *habitat* adequados à sobrevivência da espécie. Áreas de Cerrado nos estados de São Paulo e Minas Gerais ocorrem em manchas isoladas e atualmente encontram-se separadas da porção mais contínua e central do bioma.

Como resultados do avanço desordenado das atividades humanas estão o crescimento, em tamanho e número, dos centros urbanos, a crescente exploração da madeira para fornecimento de carvão e a expansão da malha viária e ferroviária^{575,1178,1179}. Atropelamentos, tanto em rodovias quanto em ferrovias, contribuem com um número relativamente elevado de retirada de indivíduos das populações de raposas-do-campo^{568,575,1178,1179}. Outras ameaças são os ataques por cães domésticos, que perseguem tanto adultos quanto filhotes, e a perseguição direta pelo homem em virtude da percepção errônea de que as raposas-do-campo atacam animais domésticos^{575,1178,1179}, apesar de aves domésticas serem pouco frequentes ou ausentes na dieta da espécie¹¹⁸⁰.

Além disso, a proximidade da espécie com animais domésticos possibilita a transmissão de patógenos, principalmente em áreas periurbanas e sedes de fazenda^{570,1043,1178,1179,1350,2156}. Apesar de no passado raposas-do-campo terem sido identificadas como reservatório de *Leishmania chagasi*⁵⁸⁶, Courtenay *et al.*⁵²⁰ realizaram um trabalho comparativo de crânios e demonstraram que os indivíduos infectados tratavam-se na verdade de cachorros-do-mato identificados erroneamente como raposas-do-campo.



Dados confirmados de animais infectados incluem um indivíduo atropelado cujos exames confirmaram o diagnóstico de cinomose¹³⁵⁰, dois indivíduos positivos para o vírus da parvovirose canina⁵⁶¹, e um caso de mortalidade por sarna reportado no Brasil central (Marinho-Filho, com. pess., 2011). Assim, é urgente que sejam realizados estudos em longo prazo que ajudem a conhecer melhor a susceptibilidade de raposas-do-campo a doenças em geral e a entender melhor o papel destas doenças na sobrevivência de populações em diferentes partes de sua distribuição, tanto em áreas protegidas quanto antropizadas.

Ações de conservação

A espécie foi incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Canídeos Brasileiros (ICMBio, em preparação).

Ações necessárias incluem medidas que priorizem a proteção dos *habitat* adequados à sobrevivência da raposa-do-campo, que são específicos do bioma Cerrado, já que esta espécie é endêmica deste ecossistema.

Projetos e iniciativas governamentais e privadas que visem reduzir os impactos humanos no Cerrado, como ações voltadas para a produção e desenvolvimento sustentável e a manutenção da biodiversidade em agro-ecossistemas nas políticas de desenvolvimento agro-pastoril⁵⁷⁵, podem contribuir de forma efetiva para a conservação da raposa-do-campo em áreas antropizadas.

Programas pontuais ou de menor escala devem complementar as ações acima sugeridas, permeando os temas abaixo:

- Programas de informação e educação para a conservação da biodiversidade que desestimulem a captura e caça de animais silvestres, e que divulguem a espécie;
- Programas de implementação de técnicas para a mitigação do impacto de estradas nas populações de raposas-do-campo;
- Programas de vacinação e castração de cães domésticos nas áreas de ocorrência da raposa-do-campo, principalmente no entorno de unidades de conservação.

Presença em unidades de conservação

Tocantins: APA do Lajeado, APA do Rio Tocantins²³¹⁹;

Piauí: PARNA Serra da Capivara⁵⁷;

Goiás: PARNA das Emas^{1023,2156};

Minas Gerais: PARNA Serra da Canastra⁵⁷⁶, PARNA Serra do Cipó, APA Morro da Pedreira⁵⁶², PE Veredas do Peruáçu, PARNA Grandes Sertões Veredas, PARNA Sempre Vivas, PE Serra do Cabral, RPPN Porto Cajueiro, RPPN Aldeia (Biotrópicos, dados não publicados);

São Paulo: ESEC Jataí, ESEC Itirapina, PE Vassununga, PE Furnas do Bom Jesus, PE Morro do Diabo, PE Porto Ferreira, ESEC Bauru, ESEC Ibicatu, ESEC Mogi-Guaçu, ESEC Ribeirão Preto, ESEC Santa Bárbara, ESEC São Carlos, ESEC Valinhos²⁹⁸.

Pesquisas

Existentes

O Programa de Conservação Mamíferos do Cerrado, sob coordenação de Frederico Gemesio Lemos e Fernanda Cavalcanti de Azevedo e com a participação de outros colaboradores, vem estudando as raposas-do-campo desde 2002 na região do sudeste de Goiás, município de Cumari, Goiás, e no Triângulo Mineiro.

Necessárias

- Estudos sobre densidade, abundância relativa e tendências populacionais da raposa-do-campo, que comparem áreas protegidas com áreas sob diferentes níveis de perturbação antrópica;
- Atualização da distribuição da espécie;
- Papel de doenças na regulação populacional da raposa-do-campo.



Speothos venaticus (Lund, 1842)

Rodrigo Pinto Silva Jorge, Beatriz de Mello Beisiegel, Edson de Souza Lima, Maria Luisa da Silva Pinto Jorge, Maria Renata Pereira Leite-Pitman & Rogério Cunha de Paula

Ordem: Carnivora

Família: Canidae

Nomes comuns: cachorro-vinagre,
cachorro-do-mato-vinagre



Foto: Lucas Leite

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

Considerando que a população efetiva de *Speothos venaticus*, somando Amazônia, Pantanal e Mata Atlântica, foi estimada em aproximadamente 9.350 indivíduos e que a população do Cerrado tem uma probabilidade de extinção estimada em 100% em 100 anos, com média de 33 anos, segundo resultados de modelagem de viabilidade populacional, a espécie foi considerada Vulnerável (VU) pelo critério C1. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, porém não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.

Speothos venaticus ocorre em uma ampla área de distribuição, mas em densidades baixas, tendo sido registrada alta mortalidade por doenças e abate por cães domésticos e seres humanos nas áreas onde grupos foram monitorados por telemetria. As informações sobre a conservação desta espécie foram analisadas separadamente para cada um dos principais biomas brasileiros.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1614}	VU A4c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,685,686,688a}	Minas Gerais: CR São Paulo: Ameaçada Paraná: VU Santa Catarina: CR
Avaliação global ⁵⁹⁷	NT
Avaliação por bioma	Cerrado: EN E Mata Atlântica: CR C2a(i) Amazônia: VU C1 Pantanal: VU C2a(i); D1

Notas taxonômicas

As subespécies que ocorrem no Brasil são *S. v. venaticus*, com distribuição geográfica no interior das Guianas, norte e centro do Brasil até Mato Grosso, nordeste do Peru, leste do Equador, leste da Bolívia e norte do Paraguai e localidade-tipo em Lagoa Santa (MG); e *S. v. wingei*, com ocorrência no sudeste

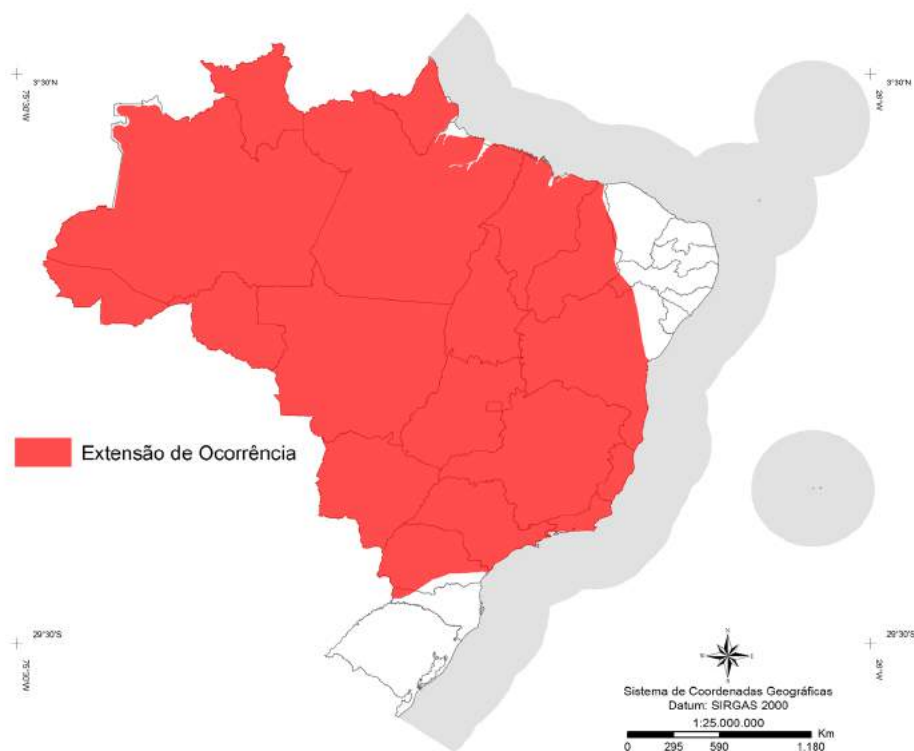


do Brasil e localidade-tipo em Santa Catarina. Uma terceira subespécie, *S.v. panamensis*, ocorre no noroeste da América do Sul³³⁵.

Distribuição geográfica

Speothos venaticus ocorre do Panamá ao sul do Brasil, norte do Paraná, Paraguai e norte da Argentina, oeste da Bolívia, Peru e Equador^{328,1202,2447}. No norte do Brasil, nos estados do Amapá, Pará, Maranhão e Tocantins, a espécie é amplamente distribuída, porém suas ocorrências são fragmentadas¹⁶²⁶. *Speothos venaticus* foi registrado recentemente no município de Aratuba (CE), em um brejo de altitude, no domínio da Caatinga⁷⁰⁷. Trata-se de um registro localizado fora da área de ocorrência histórica considerada para espécie. No entanto, existe um histórico de confusão na identificação de espécies de canídeos silvestres na região⁵²¹ e, portanto, este registro deve ser considerado com cautela. Não há informações atuais ou históricas sobre a ocorrência de *Speothos venaticus* no Rio Grande do Sul^{101,743}. Existem registros em Misiones, Argentina⁴²² e no estado de Santa Catarina⁴²⁵, porém este registro da espécie em Santa Catarina é histórico, e não existem confirmações recentes sobre a ocorrência da espécie nesse estado. A distribuição de *S. venaticus* está reduzida em relação à sua área historicamente conhecida. *Speothos venaticus* não foi registrada na área da Amazônia central, embora esta região esteja incluída na distribuição histórica e atual inferida para a espécie⁵⁹⁶. Essa situação também vale para outras espécies de mamíferos predadores de topo como *Panthera onca* e *Puma concolor*^{731,2015}.

A espécie é considerada extinta na Serra do Urubu (PE)²¹¹³. No entanto, é difícil distinguir “extinção local” de “ausência de dados atuais”. Uma fêmea e quatro filhotes de cachorro-vinagre foram vistos na Reserva Ecológica do IBGE (DF)¹⁰⁴⁵. Segundo Marques¹²⁸⁶, sua presença no Núcleo Cunha do PE da Serra do Mar é provável, citada por meio de entrevistas, entretanto a espécie não foi registrada em 3.600 horas de armadilhamento fotográfico.



História natural

Porte pequeno, com 4 a 7 kg, coloração castanho avermelhada, com o dorso mais claro que o ventre. A cabeça apresenta coloração mais clara, que pode se estender até a metade do dorso. As pernas curtas,



orelhas arredondadas e, principalmente, a cauda curta distinguem *S. venaticus* dos demais canídeos brasileiros. Além disto, ao contrário dos demais canídeos, não apresentam marcações faciais. Possuem membranas interdigitais, sendo mais plantígrados que os demais canídeos, podem deixar marcas do quinto dígito^{155,2089}. Lima (dados não-publicados), com base em monitoramento de três grupos da espécie no estado do Mato Grosso, considera que a atividade frequente de cachorros-vinagres em locais distantes de cursos de água não apoia a hipótese da espécie ter hábitos semi-aquáticos, mencionada no passado. A presença de membranas interdigitais pode estar relacionada à necessidade de escavar o substrato para acessar suas presas (E.S. Lima, obs. pess., 2011). Segundo Linares¹²⁰² a subespécie *S. v. venaticus*, que ocorre na bacia do rio Amazonas, tem coloração mais escura do que *S. v. wingei*, que ocorre no sudeste do Brasil.

Os cachorros-vinagre têm uma dieta exclusivamente carnívora, caçando em grupos presas muito grandes em relação ao próprio tamanho. O tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* é a principal presa da espécie nas áreas de Pantanal e Cerrado estudadas por Lima *et al.*^{1191,1193}. Na literatura, a principal presa relatada para o cachorro-vinagre é a paca, *Agouti paca*^{611,1728,2210,2260} e outros roedores de médio porte como cutias, *Dasyprocta* spp. e *Myoprocta* spp.^{1728,2210}, mas podem preda também outros animais de grande porte como veados, catetos e tatus¹⁶²⁶. Fezes de cachorro-vinagre encontradas na Amazônia Peruana continham pelos de quati, *Nasua nasua*, cutia, *Dasyprocta fuliginosa* roedores menores, *Myoprocta pratti* ou *Proechimys* sp. e penas semelhantes às dos tinamídeos, aves terrestres comuns na área⁷⁶.

Lima *et al.*¹¹⁹³ sugerem que, mais do que uma adaptação à vida em florestas, as características físicas dos cachorros-vinagre são adaptações para caçar presas em tocas, independentemente do tipo de vegetação. Na RPPN SESC Pantanal e em áreas de Cerrado no Mato Grosso, os cachorros-vinagre entram e/ou escavam as tocas de tatus *Dasypus novemcinctus* durante a predação^{1191,1193}.

Vivem em grupos de 2 a 12 indivíduos²⁰⁸⁹, mas por vezes são avistados sozinhos^{611,2151}. Lima *et al.*¹¹⁹³ estimaram um tamanho médio de 2,75 indivíduos por grupo na RPPN SESC Pantanal. No Cerrado, um grupo monitorado ao longo de 20 meses possuía 10 indivíduos no momento em que foi capturado, tendo diminuído a 6 indivíduos, em decorrência de ataques por moradores da região e por cães domésticos, com algumas oscilações posteriores em decorrência de nascimentos e possíveis dispersões¹¹⁹¹. Os grupos são baseados na família estendida^{634,1241,1779}, ocorrendo supressão reprodutiva das fêmeas na presença da mãe¹⁷⁷⁹.

O período de gestação varia de 65 a 80 dias, com uma média de 67 dias^{1779,2089}. Existem evidências de supressão reprodutiva entre fêmeas na natureza também (E.S. Lima, obs. pess., 2011). As ninhadas variam de um a seis^{1130,2089}, com uma média de 3,8 filhotes¹⁵⁵³. Um indivíduo em cativeiro viveu 10 anos e quatro meses¹⁵⁵³. Em cativeiro, a fêmea pode conceber a partir dos 10 meses¹⁵⁵³. Entretanto, observou-se que um casal dominante monitorado por telemetria no Mato Grosso manteve indivíduos de três crias consecutivas no grupo, incluindo fêmeas da primeira cria, sem qualquer indício de que fossem dispersar (E.S. Lima, obs. pess., 2011). Portanto acredita-se que as fêmeas não se reproduzam na natureza antes dos 4 anos de idade. Em cativeiro, o período de estro dura 4,1 dias e o intervalo entre partos tem em média 238 dias¹⁷⁷⁹.

Historicamente, *S. venaticus* é considerado predominantemente florestal, possuindo as adaptações para este tipo de ambiente, como corpo compacto, pernas curtas e robustas, orelhas arredondadas, cauda curta e amplo repertório vocal incluindo chamados de contato em pequenas distâncias para deslocamentos em ambientes com visibilidade restrita¹¹³⁰ e associada à água¹¹³⁰, além de restrita a ambientes pouco perturbados. De fato, a maior parte dos registros de cachorros-vinagre encontra-se em ambientes nestas condições. Em uma pesquisa coletando registros de cachorro-vinagre em toda a área de distribuição, 80% das localizações corresponderam a células de 1 km² de *habitat* intacto⁵⁹⁶. Entretanto, dados recentes mostram que os animais também podem utilizar ambientes perturbados¹⁶²⁶, e podem utilizar áreas preservadas abertas na mesma proporção que as florestais^{1191,1192} e áreas de interflúvios, distantes de cursos de água^{1191,1192,2151}.

Em estudos recentes com a espécie realizados nos municípios de Água Boa e Nova Xavantina (MT), observou-se por meio de registros de rádio-telemetria que os animais utilizaram ambientes naturais



cerrado ou florestais na mesma proporção. Apesar da existência de proporção considerável de áreas perturbadas no local de estudo, os animais evitaram sua utilização^{1191,1192}.

De 166 tipos de *habitat* disponíveis em sua área de ocorrência, os cachorros-vinagre foram registrados em 57⁵⁹⁶, incluindo áreas florestadas (71% dos *habitat* intactos), florestas decíduas (9%), cerrados (2%), mosaico de florestas decíduas e campos (1%), áreas com vegetação arbustiva (0,5%), mosaico de campos e vegetação arbustiva (0,5%), mosaico de floresta e campos (0,5%) e cerrado sazonalmente inundado com palmeiras (0,5%).

No norte do Brasil, os registros obtidos por Oliveira¹⁶²⁶ foram principalmente em floresta de terra firme não-perturbada, mas também incluíram floresta submontana e cerrados. Além disto, áreas perturbadas corresponderam a 43% dos registros de Oliveira¹⁶²⁶ no norte do Brasil. Na região de Alta Floresta, na Amazônia, cachorros-vinagre não apresentaram associação ao tamanho dos fragmentos estudados¹⁴¹⁷.

A espécie é extremamente críptica e difícil de observar. Por exemplo, foi necessário um esforço de 4.818 dias-armadilha, com armadilhas fotográficas distribuídas em 80 locais diferentes, para obter uma foto de cachorro-vinagre na Mata Atlântica¹⁶¹. Isto resulta em grandes lacunas no conhecimento de sua distribuição geográfica.

População

Na oficina de avaliação do estado de conservação dos Mamíferos Carnívoros, com base na experiência pessoal dos pesquisadores participantes e dos dados disponíveis (publicados ou não), foram realizadas estimativas populacionais para os diferentes biomas para auxiliar na avaliação do estado de conservação da espécie. Vale enfatizar que foi considerado o tamanho efetivo da população para predadores de topo o equivalente a 10% do tamanho total da população^{787,788}.

A espécie é rara ao longo de toda a sua distribuição e, portanto, não se sabe sua população é contínua ou formada por populações regionalmente isoladas. É sugerida uma abundância maior no Suriname e noroeste da América do Sul^{665,2210}. No Cerrado, estudos de rádio-telemetria realizados com a espécie no leste do Mato Grosso estimaram área de vida de 140,86 km² para um grupo monitorado em Nova Xavantina, que variou entre três e sete indivíduos ao longo do período, em uma área relativamente preservada¹¹⁹¹, e 685 km² para um grupo monitorado em Água Boa, que variou entre 10 e sete indivíduos ao longo do período, em uma área bastante antropizada¹¹⁹². Análises quantitativas por meio de modelagem de viabilidade populacional (VORTEX) baseadas em parâmetros biológicos e demográficos, e nas informações de Lima *et al.*^{1191,1192}, apresentaram uma probabilidade de extinção de 100% em 100 anos, com média do tempo de extinção de 33 anos (R.C. Paula, obs. pess.). Os fatores determinantes para esse resultado foram a alta mortalidade observada em decorrência de doenças, principalmente sarna sarcóptica, e o abate por cães domésticos ou pessoas.

Na região de Alta Floresta, na Amazônia, registros de cachorros-vinagre foram extremamente raros, encontrados em 3% dos fragmentos estudados¹⁴¹⁷. Em outras partes da Amazônia, como Urucu (AM) e o mosaico da Terra do Meio (PA) relatos de cachorro-vinagre por índios e ribeirinhos também apontam para a raridade da espécie^{408,409,1728}.

No Pantanal da Nhecolândia, foi estimada uma densidade populacional de 0,04 ind/km² nas florestas, sendo que os animais só foram vistos nesta paisagem⁶⁰². Na RPPN SESC Pantanal, Lima *et al.*¹¹⁹³ estimaram uma população de 15,77 indivíduos ou 5,74 grupos (de 2,75 indivíduos) em um polígono de 394,35 km², considerando que apesar da raridade relatada para a espécie na maior parte de sua área de distribuição, ela parece ser frequente no norte e leste desta reserva, possivelmente devido à alta disponibilidade de alimento e disponibilidade de *habitat* pouco alterados.

Apesar da estimativa de densidade mencionada para o Pantanal, decidiu-se na oficina de avaliação do estado de conservação dos Mamíferos Carnívoros considerar para estimar a população da espécie na Amazônia e Pantanal as áreas de vida de grupos monitorados por rádio-telemetria, apesar de os estudos terem sido realizados no bioma Cerrado, por tratarem-se de resultados baseados em metodologia mais precisa, considerando dados coletados sistematicamente ao longo de 12 meses ou mais. A densidade máxima estimada para a população total foi estimada com base nos grupos monitorados no leste do



Mato Grosso (0,025 ind/km²)¹¹⁹¹, onde a espécie parece estar em melhores condições. Assim, chegou-se ao número estimado de 8.813 indivíduos na Amazônia e 367 no Pantanal.

Na Mata Atlântica, os únicos registros da espécie são dos estados de São Paulo^{156,161} e Paraná (R. Fusco-Costa, com. pess., 2011). Utilizando a densidade mínima da espécie (0,013 ind/km²)¹¹⁹² e toda a área de ocorrência potencial da espécie neste bioma, calculada por meio de modelagem de adequabilidade ambiental (MAXENT) (K.M.P.M.B. Ferraz, com. pess., 2011), o tamanho efetivo da população na área é de aproximadamente 178 indivíduos, dos quais as duas maiores populações, no fragmento de Paranapiacaba (SP) e no PARNA do Iguaçu (PR), não têm mais do que 50 indivíduos adultos cada. Utilizando a maior densidade populacional da espécie, a população efetiva seria de 342 indivíduos. Entretanto, esta densidade não é realista para uma área onde os registros da espécie são extremamente esparsos no espaço e no tempo.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As principais ameaças à espécie são a perda e degradação de *habitat* causadas por desmatamento^{1193,1626}, exploração madeireira¹⁶²⁶ e adensamento humano^{1626,2089}; a perda de base de presas¹⁶²⁶, causada pelos mesmos fatores e pela caça direcionada às presas da espécie; os atropelamentos¹⁷⁸² e as doenças (raiva, parvovirose, sarna sarcóptica) que podem ser adquiridas de animais domésticos^{1042,1043,1626}.

Ações de conservação

A espécie foi incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Canídeos Brasileiros (ICMBio, em preparação) e é uma das espécies alvo do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶. Medidas de conservação recomendadas para a espécie incluem:

- Garantir a conectividade entre as áreas protegidas;
- Assegurar a existência de unidades de conservação com tamanho suficientemente grande para garantir a sobrevivência de populações viáveis da espécie em todos os biomas em que a espécie ocorre;
- Assegurar a continuidade de existência de *habitat* nativo (Cerrado e Matas de galeria) para os cachorros vinagre no corredor central N-S do Brasil;
- Verificar a amplitude e estabilidade da distribuição do cachorro-vinagre no Brasil e em países vizinhos;
- Determinar se as ocorrências de cachorros-vinagre em áreas extremamente fragmentadas correspondem a populações estáveis ou a grupos isolados⁵⁹⁶;
- Criar e garantir a manutenção de corredores em áreas fragmentadas onde ocorra a espécie;
- Divulgar a existência da espécie para a população em geral, esclarecendo sobre aspectos de sua biologia;
- Controlar a caça predatória e conscientizar a população, principalmente a rural, do perigo que cães domésticos, especialmente aqueles treinados para caça, representam aos cachorros-vinagre;
- Promover campanhas de vacinação, controle populacional e posse responsável de cães domésticos em áreas onde a espécie ocorre, especialmente nas proximidades de unidades de conservação.

Presença em unidades de conservação

As unidades de conservação existentes no norte do Brasil, que possuem áreas consideravelmente mais extensas que as das demais regiões do país, não têm, isoladas, tamanho suficientemente grande para assegurar a sobrevivência de subpopulações viáveis da espécie¹⁶²⁶. De Matteo e Loisele⁵⁹⁶ consideram que áreas de 2.500 km² ou 5.000 km² sejam necessárias para sustentar 25 ou 50 grupos de cachorros-vinagre, respectivamente, considerando áreas de uso de 100 km² (¹⁵⁹), não superpostas, que diminuiria para 5 a 10 grupos considerando os dados de telemetria de grupos monitorados no Cerrado^{1191,1192}.

Unidades de conservação com registros de presença de *S. venaticus* nos últimos 20 anos:

Amazonas: PARNA Jau (A. Morais, com. pess., 2011);

Roraima: PARNA Viruá (B. Lisboa, com. pess., 2011);

Pará: PARNA Amazônia²⁴⁶⁹, ESEC Terra do Meio⁴⁰⁸, FLONA Tapajós²⁰¹¹, FLONA Tapirapé-Aquiri²⁴⁶⁹,



PARNA Jamanxim¹⁶⁸⁹, PARNA Serra do Pardo⁴⁰⁹, REBIO Rio Trombetas²⁴⁶⁹, REBIO Tapirapé²⁴⁶⁹,
Maranhão: PARNA Chapada das Mesas¹⁶²⁶, PE Mirador¹⁶²⁶, PM Inhamum¹⁶²⁶, REBIO Gurupi²⁴⁶⁹,
Tocantins: PE Cantão^{1626,2469}, PARNA Nascentes do Rio Parnaíba¹⁶²⁶, PE Jalapão¹⁶²⁶,
Goiás: PARNA Emas²¹⁵¹,
Mato Grosso: ESEC Serra das Araras⁵⁷³, RPPN SESC Pantanal^{1043,1193},
Bahia: RPPN Estação Veracel¹¹⁶⁶,
Minas Gerais: PARNA Cavernas do Peruaçu (R.C. Paula, obs. pess., 2011);
São Paulo: PE Carlos Botelho^{156,161},
Paraná: PARNA Iguaçu^{5,6}, APA de Guaraqueçaba (R. Fusco-Costa, com. pess., 2011).

Pesquisas

Existentes

O monitoramento de grupos de cachorros-vinagres por telemetria no Cerrado (municípios de Nova Xavantina e Água Boa) para responder a questões sobre área de uso, densidade, uso do *habitat*, dinâmica populacional, natalidade, mortalidade, dispersão, ameaças, dentre outras^{1191,1192}, foi paralisado em 2010 e 2011 devido à perda do sinal dos animais aparelhados, provavelmente por problemas com o equipamento. Esforços para a recaptura do grupo que foi perdido ou a captura de um novo grupo na região em 2010, 2011 e 2012 resultaram na captura e aparelhamento de um grupo (dois machos, uma fêmea e quatro filhotes) em janeiro de 2012, que vem sendo monitorado desde então. Esforços de captura serão iniciados na região do PE Carlos Botelho na Mata Atlântica, onde a espécie foi registrada em armadilhas fotográficas¹⁶¹.

Necessárias

Algumas questões sobre a ecologia dos cachorros-vinagres precisam ser abordadas pelos projetos de pesquisa envolvendo a espécie para auxiliar na discussão de ações efetivas para sua conservação e de seu *habitat*:

- Determinar se ocorre sobreposição de área entre grupos adjacentes de cachorros-vinagres para permitir uma estimativa mais refinada da densidade da espécie e viabilidade populacional;
- Estimar a densidade de ocorrência da espécie nos diferentes biomas brasileiros abrangidos por sua distribuição (além do Cerrado, onde existem estimativas) e em ambientes com diferentes graus de perturbação;
- Verificar a dinâmica populacional da espécie, abordando aspectos como dispersão, formação de grupos, colonização de novas áreas, taxas de mortalidade e natalidade;
- Verificar a exposição de cachorros-vinagres a patógenos e verificar possível associação com aumento de mortalidade;
- Determinar densidade, *habitat* preferencial e vulnerabilidade do tatu-galinha, indicado como principal presa do cachorro-vinagre em estudos conduzidos no Cerrado e Pantanal, como também para demais presas que venham a ser identificadas como importantes para sua dieta.



Leopardus colocolo (Molina, 1782)

Diego Queirolo, Lilian Bonjorne de Almeida, Beatriz de Mello Beisiegel & Tadeu Gomes de Oliveira

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nome comum: gato-palheiro



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

No Brasil, *Leopardus colocolo* ocorre em baixa densidade nos biomas Cerrado, Pantanal e Pampa, principalmente nas áreas bem preservadas, sendo observada com mais frequência apenas em unidades de conservação. O tamanho populacional efetivo calculado varia entre 1.262 a 6.394 indivíduos. Estima-se também que nos próximos 18 anos ou três gerações, possa ocorrer o declínio de pelo menos 12% desta população em razão da perda e fragmentação de *habitat* pela expansão agrícola e silvicultura, além da predação por cães domésticos e atropelamentos. Portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério C1. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, mas não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,2152}	VU* A4c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁹	Minas Gerais**: EN Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ¹²²⁶	NT
Avaliação por bioma	Cerrado/Pantanal: VU C1 Pampa: EN D1

*Avaliada como *Oncifelis colocolo*.

**Avaliada como *Leopardus braccatus*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Oncifelis colocolo (Molina, 1782); *Lynchailurus colocolo* (Molina, 1782); *Lynchailurus braccatus* (Garcia-Perea, 1994); *Leopardus braccatus* (Cope, 1889).

Notas taxonômicas

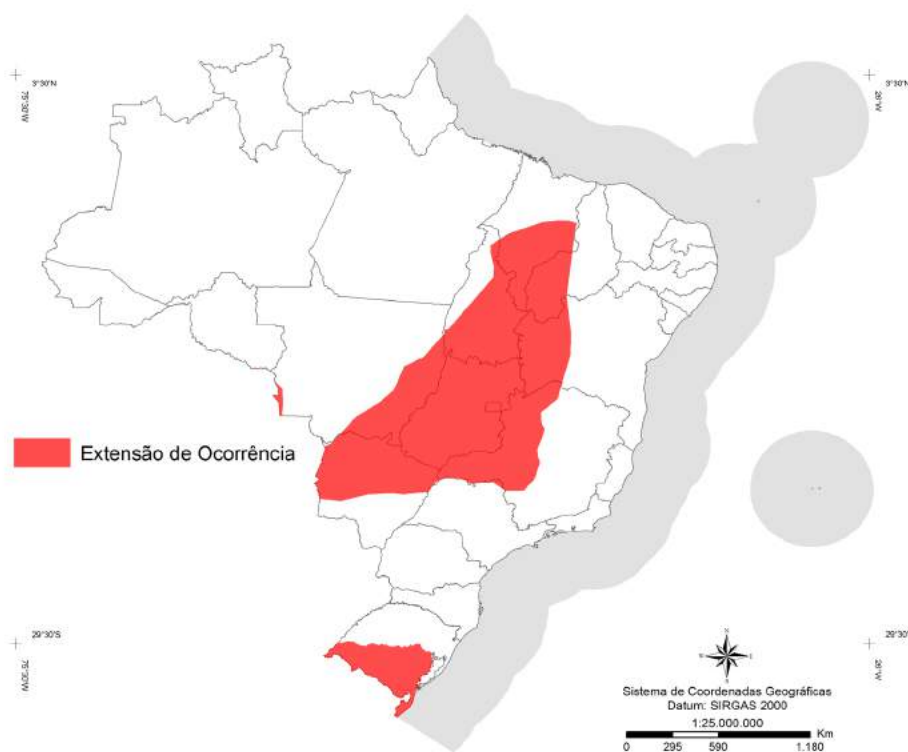
Garcia-Perea⁸²¹, em sua revisão morfológica de gatos-palheiro, propôs a subdivisão desta espécie em três espécies distintas, no gênero *Lynchailurus* (*L. colocolo*, *L. pajeros* e *L. braccatus*). As subespécies que ocorrem no Brasil seriam *L. braccatus braccatus*, na região Central, e *L. b. munoai*, no Rio Grande



do Sul. Essa classificação foi aceita por Wozencraft²⁴⁴⁴. No entanto, análises genéticas não corroboram esta subdivisão¹⁰⁴⁰. De acordo com Nascimento¹⁵²⁷, *L. braccatus* é uma espécie única, sem subespécies. Johnson *et al.*¹⁰³⁸ consideram esta espécie dentro do gênero *Leopardus*. Recentemente, Barstow & Leslie¹⁴¹ mantiveram o nome *Leopardus braccatus*, seguindo Wozencraft²⁴⁴⁴. Esta espécie foi avaliada, durante a revisão da lista de espécies ameaçadas do Brasil, como *Oncifelis colocolo*¹⁴⁵⁰. Na lista vermelha de espécies ameaçadas da UICN, essa espécie foi considerada como *Leopardus colocolo*¹²²⁶. Esta denominação foi usada na avaliação brasileira para manter a coerência com a avaliação global.

Distribuição geográfica

Leopardus colocolo apresenta uma ampla distribuição na América do Sul, ocorrendo principalmente em regiões com predomínio de vegetação do tipo campestre e savana, desde campos de altitude até a região andina do Peru, Bolívia, Chile e Argentina, Chaco do Paraguai, Bolívia e Argentina, Cerrado e Pampas ou campos do sul do Brasil, Argentina e Uruguai. No Brasil, a espécie é registrada na região centro-oeste e sudeste, Mato Grosso do Sul, sul-sudeste do Mato Grosso, Goiás, Tocantins, sul do Maranhão e Piauí, oeste da Bahia, oeste-noroeste de Minas Gerais e oeste de São Paulo, e na região sul, metade sul do estado do Rio Grande do Sul.



História natural

Leopardus colocolo é a espécie de felino sul-americano que frequenta a maior quantidade de *habitat* diferentes, não somente áreas abertas, mas também florestas, desde o nível do mar até aproximadamente os 5.000 m de altitude^{1711,2223}. Pode ser encontrado em ambientes alterados, como áreas de cultivos agrícolas, além de áreas limítrofes campos-áreas agricultáveis e Cerrado-pastos¹¹⁵. Os hábitos da espécie variam, provavelmente de acordo com o tipo de ambiente e com a composição da comunidade de carnívoros da região. Bagno *et al.*¹¹⁵, registraram hábitos crepusculares-noturnos em região de Cerrado, mas Lucherini *et al.*¹²²⁸, em um ambiente andino, obtiveram dados indicando atividade noturna, associando o fato à hipótese de segregação temporal pela presença de *L. jacobita*. A dieta engloba principalmente pequenos mamíferos^{816,1935,2413}, aves, répteis, como lagartos e cobras, e insetos¹¹⁵. Walker *et al.*²⁴¹³ mencionam



as espécies do gênero *Ctenomys* como um item importante, provavelmente representando as maiores porcentagens em termos de biomassa. De acordo com Silveira *et al.*²¹⁵³, a área de vida de uma fêmea e três machos monitorados no PARNA das Emas foi de 15 km².

População

A espécie é incomum ou rara na maior parte de sua distribuição, sobretudo nos Pampas. Em alguns locais como no PARNA de Emas e no PARNA das Cavernas do Peruaçu, a espécie pode ser mais comumente observada^{115,2153}. A distribuição de *L. colocolo* aparentemente é contínua, sem fragmentação entre subpopulações, embora grandes rios como o Paraná possam atuar como barreiras geográficas, conforme sugerido por Johnson *et al.*¹⁰⁴⁰. Algumas compilações recentes ainda representam a área de distribuição da espécie no sul do Brasil e no Uruguai de maneira separada¹⁷¹², mas recentemente vários registros têm surgido entre esta região e o rio Paraná⁴²¹, levando à suposição da existência de um contínuo na distribuição.

Os dados disponíveis sobre a reprodução da espécie referem-se ao cativeiro, no Zoológico de São Paulo, onde o tempo geracional foi de seis anos (M. Marques, com. pess., 2011). *Leopardus colocolo*, assim como as demais espécies de felinos de pequeno-médio porte do Brasil, possui densidades baixas, tipicamente de 0,01 a 0,05 indivíduos/km², chegando, nos raros locais onde é relativamente comum, como no PE do Mirador, a densidades de 0,1 a 0,2/km² (1620,1627). Indrusiak & Eizirik⁹⁹⁵ referindo-se ao estado do Rio Grande do Sul, mencionam que a escassez de registros não permite avaliar satisfatoriamente a situação populacional atual da espécie, sugerindo, entretanto, que se trataria de uma espécie mais rara que os demais felinos do estado. Lucherini *et al.*¹²²⁷ registraram menos de um indivíduo a cada 100 dias/armadilha nos Andes da Argentina e Pereira *et al.*¹⁷¹² obtiveram valores de entre 0,1 e 0,3 indivíduos a cada 100 dias/armadilha, no PARNA Lihué Calel, na ecorregião de Monte, na Argentina central.

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o *pool* genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham⁷⁸⁷, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos. O tamanho da população total (N), quando levamos em consideração o risco de extinção, tem pouco uso e pode dar uma falsa visão, pois o que de fato importa à persistência em longo prazo é a quantidade de indivíduos que efetivamente contribuem ao *pool* genético, ou seja, a população efetiva (N_e)^{787,788}.

O tamanho populacional efetivo calculado varia entre 1.262 a 6.394 indivíduos. Estima-se também que nos próximos 18 anos, ou três gerações da espécie, deva ocorrer o desmatamento de cerca de 12% das áreas remanescentes na distribuição da espécie, com um declínio populacional equivalente. Soma-se a esse declínio a retirada de indivíduos da população por atropelamentos e caça retaliatória.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A principal ameaça à espécie é a perda de *habitat* provocada por ações antrópicas que afetam diretamente a sobrevivência desta espécie, principalmente a expansão agrícola, tanto no Cerrado como no Pampa, e a silvicultura, basicamente no Pampa, além de práticas históricas de queima de pastagens, principalmente no Pampa, como método de manejo para a exploração pecuária. Atropelamentos são também uma ameaça importante para *L. colocolo* e, considerando a raridade da espécie no Brasil, a mortalidade por esta causa pode representar um grande impacto em algumas subpopulações do país¹¹⁵. No bioma Pampa, a predação por cães domésticos é comum, realizada como caça retaliatória ou preventiva, em muitos casos produto da própria cultura da região. Outro tipo de caça por retaliação é o envenenamento, utilizado tanto no Cerrado como no Pampa, método não seletivo que impacta sobre toda a fauna silvestre. Por último, a possível sensibilidade da espécie a epizootias foi destacada como uma ameaça à espécie ao longo de toda sua distribuição. Todas estas ameaças também estão presentes nos países vizinhos onde *L. colocolo* ocorre^{420,840}.

Tanto na Argentina como no Uruguai, a espécie é considerada Vulnerável^{618,840}, sendo as principais ameaças a queima e a transformação de campos nativos em monocultivos agrícolas e florestais, a



pecuária, a caça e os atropelamentos.

Ações de conservação

Existentes

A espécie está incluída no Apêndice II da CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas de Fauna e Flora Silvestres), além de estar protegida pela legislação nacional da maioria dos países onde ocorre ou presente nas respectivas listas de espécies ameaçadas nacionais^{618,840,1450,2063}. No passado, a espécie foi vítima de fortes pressões de caça para obtenção de sua pele, que era comercializada, principalmente, como produto de exportação em países como Uruguai e Argentina^{420,840}. Hoje em dia a caça legal não está mais permitida, subsistindo apenas a caça de retaliação, praticada de maneira ilegal na grande maioria dos casos.

Leopardus colocolo é uma das espécies alvo do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Pequenos Felinos^{987a} e também está incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação).

Necessárias

No que se refere às medidas de conservação aplicáveis a esta espécie, é importante destacar a utilização de felinos como “espécies bandeira” em atividades de educação ambiental, principalmente no meio rural, focalizando as crianças e trabalhadores rurais. Outra recomendação é a manutenção ou restauração da conectividade em ambientes com características originais, nativas, ações para a conservação em áreas privadas e ampliação das UCs, sobretudo na região do Pampa, onde são muito escassas, principalmente aquelas de proteção integral.

Presença em unidades de conservação

A listagem abaixo indica a presença de *Leopardus colocolo*, de acordo com a literatura científica e informações não publicadas fornecidas por pesquisadores. Contudo, certamente está incompleta, considerando a falta de pesquisas voltadas para o táxon em muitas das unidades de conservação brasileiras.

Maranhão: PE do Mirador²¹⁵³;

Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros⁹⁷², PARNA das Emas^{115,2155};

Mato Grosso: PARNA da Chapada dos Guimarães^{115,2155}, ESEC da Serra das Araras¹⁵²⁸;

Mato Grosso do Sul: PARNA da Serra do Bodoquena³³⁸, PARNA da Ilha Grande⁹⁶⁰;

Minas Gerais/Bahia: PARNA Grande Sertão Veredas¹¹⁵;

Minas Gerais: PARNA Cavernas do Peruaçu²¹⁵³, PARNA da Serra da Canastra¹¹⁵, RPPN Porto Cajueiro (M. Oliveira, com. pess., 2011).

Pesquisas

Apenas recentemente foi iniciada uma pesquisa específica sobre *Leopardus colocolo* no Brasil (Flávia Tirelli e Eduardo Eizirik, UFRGS). Desta forma, há poucos dados sobre a espécie no Brasil, enquanto mais dados já foram obtidos na Argentina^{816,1229,1935} e, mais recentemente, na região andina fronteiriça entre Argentina, Chile e Bolívia¹²²⁸. Os poucos dados obtidos com pesquisas no Brasil englobam temas de dieta e uso de *habitat*, além de períodos de atividade diária, mas sempre como dados secundários dentro de um projeto com objetivos bem maiores, geralmente abarcando outras espécies de carnívoros ou estudos de comunidade como um todo^{115,2153}.



Leopardus geoffroyi (D'Orbigny & Gervais 1844)

Lilian Bonjorne de Almeida, Diego Queirolo, Tadeu Gomes de Oliveira & Beatriz de Mello Beisiegel

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nomes comuns: gato-do-mato,
gato-do-mato-grande



Foto: Joachim S. Müller

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

Leopardus geoffroyi tem ocorrência restrita no Brasil à região de influência dos Pampas no Rio Grande do Sul. A estimativa do tamanho populacional efetivo é de cerca de 4.000 indivíduos no país. Adicionalmente, estima-se que nos próximos 15 anos ou três gerações possa ocorrer o declínio de, pelo menos, 10% desta população em razão dos efeitos conjuntos da perda de *habitat*, abate por retaliação à predação de animais domésticos e atropelamentos, além dos possíveis efeitos negativos da hibridização. Portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério C1. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, porém não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	NT*
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁹	Rio Grande do Sul: VU
Avaliação global ¹⁷¹⁰	NT

*Avaliado como *Oncifelis geoffroyi*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Felis geoffroyi d'Orbigny & Gervais, 1844; *Oncifelis geoffroyi* (d'Orbigny & Gervais, 1844).

Distribuição geográfica

Leopardus geoffroyi ocorre na porção centro-sul da América do Sul, do Uruguai e sul do Brasil até a região andina da Bolívia e norte da Argentina, abrangendo também a região do Chaco no oeste do Paraguai e toda a Argentina até a Patagônia, inclusive no sul chileno^{335,2445}. Habita altitudes desde o nível do mar até 3.300 metros de altitude²⁹⁷. No Brasil, ocorre no estado do Rio Grande do Sul, no bioma Pampa até a Serra Geral¹⁶¹⁰.



História natural

No Brasil, este felino chega a ser encontrado em áreas consideravelmente impactadas por atividades agrícolas de pequena monta^{1620,1627}. Pereira *et al.*¹⁷¹² apontam que a espécie parece tolerar algum grau de alteração do ambiente, produzido pelo manejo de criações domésticas. Apesar disso, a espécie foi registrada em menor densidade em áreas alteradas, fazendas, comparando-se a *habitat* não perturbados, como o Parque Nacional Lihué Calel, localizado na Província de La Pampa, na região central da Argentina, em que as densidades foram maiores.

Os hábitos da espécie variam, provavelmente, de acordo com a disponibilidade, padrão de atividades e/ou vulnerabilidade das principais presas^{1256,1716}. Manfredi *et al.*¹²⁵⁷ e Cuellar *et al.*⁵⁴³ registraram hábitos noturnos para a espécie em região de Pampas na Argentina, na província de Buenos Aires e em região de Chaco na Bolívia, respectivamente. O mesmo foi observado por Johnson & Franklin¹⁰³⁹, na Patagônia Chilena, onde a espécie foi mais ativa durante o período noturno, diminuindo levemente a atividade durante o inverno. Já em região localizada na Argentina Central, foi registrada maior atividade no período diurno, durante um período de escassez de presas¹⁷¹⁶.

A área de vida de indivíduos em região de Pampas da Argentina variou de 248 a 342 ha, sendo que a área de vida dos machos foi 2,5 vezes maior do que a de fêmeas. Os fragmentos de florestas foram usados mais do que o previsto, considerando a disponibilidade na região das áreas de vida registradas¹²⁵⁸. No sul do Chile, a espécie usou predominantemente áreas com vegetação densa, arbustiva e arbórea, provavelmente relacionado à disponibilidade de presas e à necessidade de proteção¹⁰³⁹.

A dieta é baseada em vertebrados, principalmente mamíferos, em geral, pequenos roedores^{1256,1715,2179}, mas pode incluir outros mamíferos como marsupiais e outros vertebrados, como aves e répteis^{1652,2446}. Canepuccia *et al.*³⁶⁵ observaram um alto consumo de aves e pequenos mamíferos, observando também sazonalidade na predação destes principais itens, associada à disponibilidade destas presas ao longo do ano. Presas de maior tamanho também são mencionadas como itens de consumo, como *Lagostomus maximus* (viscacha, 4 a 6 kg)²⁸⁴, *Myocastor coypus* (rato-do-banhado, 4 a 8 kg)²¹⁷⁹ ou *Lepus* spp. (lebre, 4 a 6 kg)¹⁰³⁹.



População

Dados populacionais deste felino são pouco conhecidos. No Brasil existe uma estimativa de densidade de 0,27 indivíduos/km² para o sul do Rio Grande do Sul, próximo da divisa com o Uruguai¹⁶²⁷. Também existem estimativas de densidade para a região dos bosques secos do sul da Bolívia, no Parque Nacional Kaa-Iya, onde os valores oscilam entre 0,09 e 0,4 indivíduos/km² ⁽⁵⁴³⁾. Nestas áreas, *L. geoffroyi* tem ocorrência simpátrica com a jaguatirica *Leopardus pardalis*. Esta simpatria pode impactar negativamente a população de *Leopardus geoffroyi*, pela predação intra-guilda, no chamado Efeito *pardalis*¹⁶²⁰. Por outro lado, em áreas fora da influência conspecífica de *L. pardalis*, como no Parque Nacional Lihué Cabel (Província de La Pampa, região central da Argentina), a densidade de *L. geoffroyi* foi elevada, de $1,2 \pm 0,3$ a $2,9 \pm 1,4$ indivíduos por km², enquanto que em fazendas no entorno, a densidade foi 32% menor¹⁷¹².

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o pool genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$.

A densidade populacional considerada para o cálculo foi a obtida no Brasil (0,27 ind/km²), em uma extensão de ocorrência (EOO) correspondente a aproximadamente a metade inferior do estado do Rio Grande do Sul (cerca de 183.000 km²). Considerando que a espécie ocorresse em toda esta extensão, a população total seria de 49.410 indivíduos, com uma população efetiva de 4.941 indivíduos.

Há conectividade com o Uruguai e possivelmente com a Argentina. A população do Uruguai pode ser uma fonte para a população brasileira, devido à condição de fronteira seca entre ambos os países.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Conhece-se muito pouco sobre as ameaças a *L. geoffroyi* no Brasil. No entanto, as principais identificadas são caça, retaliação por predação de animais domésticos (C. Kasper, com. pess., 2011), predação por cachorros domésticos e atropelamento^{995,2322}. Além disto, os Pampas vêm perdendo 0,2% de sua cobertura vegetal original ao ano, dados de 2002 a 2008¹⁴⁴⁷, o que também representa um impacto negativo para a espécie. Na região central do Rio Grande do Sul foi identificada uma faixa de hibridização com *Leopardus tigrinus*, a qual pode ser causada pela alteração do *habitat* provocada pelo homem²³¹². De acordo com Pereira *et al.*¹⁷¹³, na região central da Argentina, algumas ameaças à espécie são: caça, para obter a pele, carne ou mesmo por conflitos por predação de criações domésticas, e predação por cachorros domésticos e atropelamento. Nesta mesma população, foram registradas mortes ocasionadas por inanição, apenas em anos em que o inverno foi mais rigoroso, com temperaturas baixas e um período de seca mais prolongado, o que ocasionou a redução na disponibilidade de presas. Internacionalmente, esta espécie é a segunda mais perseguida para comercialização da pele, ficando atrás apenas do lince, *Lynx rufus*, embora restrições e medidas de proteção pareçam ter limitado o comércio recente de peles. Uma ameaça mais recente é a hibridização com gatos domésticos para comercialização dos indivíduos como animal de estimação²⁹⁷.

Ações de conservação

Leopardus geoffroyi está incluída no Apêndice I da CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas de Fauna e Flora Silvestres), na lista nacional de espécies ameaçadas do Paraguai²⁰⁶³ e é considerada como quase ameaçada na Bolívia²²⁵⁹.

Existem diversas medidas de conservação que podem ser aplicadas para esta espécie. Uma delas seria utilizar espécies de felinos como “espécies-bandeiras” em atividades de educação ambiental, especialmente com crianças e trabalhadores rurais. Outra recomendação é a manutenção ou restauração da conectividade de fragmentos com vegetação nativa, além da criação e ampliação de unidades de conservação no bioma Pampa, no caso do Brasil especificamente.

Leopardus geoffroyi é uma das espécies-alvo do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Pequenos Felinos^{987a} e também está incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação).



Presença em unidades de conservação

Rio Grande do Sul: ESEC do Taim⁶⁹⁵, APA Lagoa Verde⁶⁹⁵, APA Ibirapuitã, REBIO Ibirapuitã, PE do Espinilho (D. Queirolo & C. Kasper, com. pess., 2011).

Pesquisas

No Brasil a espécie foi alvo direto de pesquisa voltada a estimativas de densidade, área de vida e dieta^{1620,1627,2179}. Nas áreas de ocorrência é analisada como parte da comunidade de mamíferos carnívoros. A maior parte dos estudos sobre *L. geoffroyi* foi realizada na Argentina^{219,1256–1258,1652,1712–1716}, um estudo foi realizado na Bolívia⁵⁴³ e outro no Chile¹⁰³⁹.

Leopardus guttulus (Hensel, 1872)

Tatiane Trigo, Tadeu Gomes de Oliveira, Marcos Adriano Tortato, Lilian Bonjorne de Almeida, Cláudia Bueno de Campos & Beatriz de Mello Beisiegel

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nome comum: gato-do-mato



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

Leopardus guttulus ocorre no Paraguai, Argentina e no Brasil, do centro-oeste ao sul do país. A população desta espécie foi calculada utilizando-se uma área de remanescentes de 150.425 km². A população efetiva estimada, de acordo com as densidades populacionais típicas da espécie, varia entre 1.844 e 9.174 indivíduos. Estima-se que nos próximos 15 anos, ou três gerações, ocorrerá um declínio de pelo menos 10% desta população, principalmente pela perda e fragmentação de *habitat* causado pela expansão agrícola. Portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério C1. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, mas não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1611}	VU* A4c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,686,687a,688a,689}	Espírito Santo*: VU Minas Gerais*: VU São Paulo*: Ameaçada Paraná*: VU Rio Grande do Sul*: VU
Avaliação global ¹⁶¹⁵	VU* A3c

*Avaliada como *Leopardus tigrinus*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Leopardus tigrinus (Schreber, 1775).

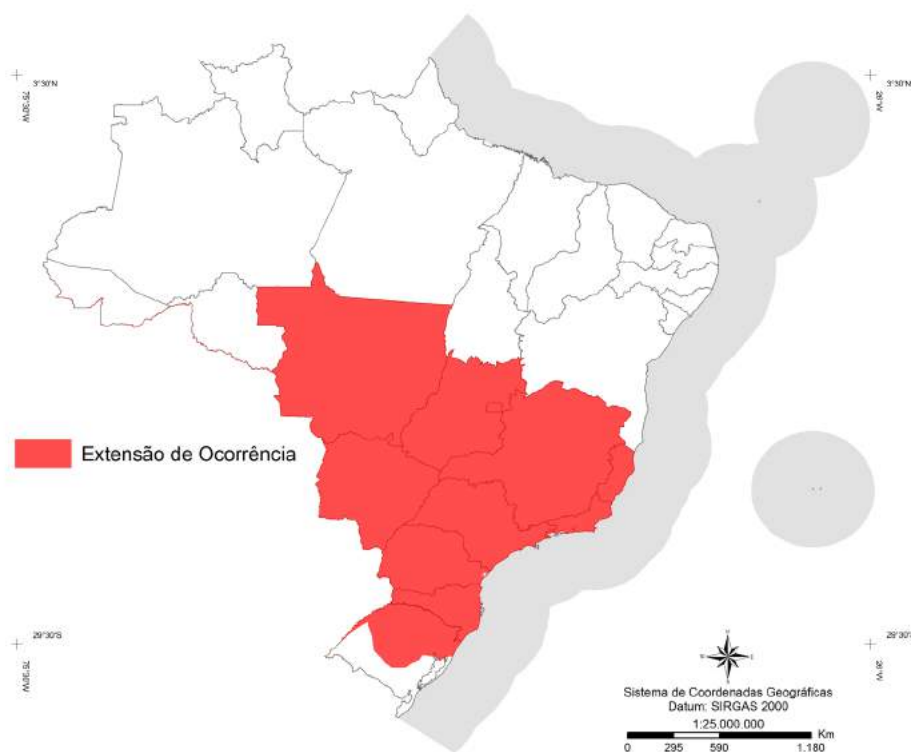
Notas taxonômicas

Leopardus guttulus é comumente considerada como uma das subespécies de *Leopardus tigrinus*, entretanto, Nascimento¹⁵²⁷ sugeriu que esta seja reconhecida como espécie plena com base em padrões diferenciais de coloração de pelagem. Desta forma, no Brasil haveria ocorrência das duas espécies: *Leopardus tigrinus*, que ocorre no norte e nordeste do Brasil – e, provavelmente, também nas Guianas e Venezuela – e *Leopardus guttulus*, que ocorre nas regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil, além do Paraguai e nordeste da Argentina¹⁵²⁷.

Posteriormente, Trigo *et al.*²³¹³ encontraram completa separação entre os genótipos do nordeste do Brasil e os do sul e sudeste, considerando, portanto, válida a separação das duas espécies, sendo *L. tigrinus* provavelmente restrita no Brasil às regiões norte e nordeste e *L. guttulus* às regiões sul e sudeste. Segundo os dados destes autores, estas duas espécies estariam separadas há pelos menos 100.000 anos, com estimativas pontuais atingindo 500 e 800 mil anos²³¹³. Aparentemente, ambas as espécies podem ocorrer na região central do Brasil, sendo necessários estudos específicos para avaliar os limites exatos de distribuição das duas espécies no país. No Rio Grande do Sul há um processo de hibridação intenso entre *L. guttulus* e *L. geoffroyi*, no entanto a origem destes eventos (natural ou de influência antropogênica) ainda não está definida, apesar dos estudos atuais indicarem uma possível origem natural²³¹⁴.

Distribuição geográfica

Ocorre na Argentina (província de Misiones), Paraguai e no sul, sudeste e centro-oeste do Brasil^{1527,2313}. No centro-oeste do Brasil pode ocorrer em simpatria com *Leopardus tigrinus*, sem, entretanto, apresentar evidências de hibridação com esta espécie²³¹³. No entanto, estudos biogeográficos com estas espécies são necessários para avaliar os limites de distribuição geográfica e a extensão do contato e sobreposição geográfica entre elas.



História natural

Leopardus guttulus tem massa corporal de 1,91 a 2,42 kg nos machos e 1,03 a 2,21 kg nas fêmeas. Em relação a *Leopardus tigrinus*, o amarelo do corpo é mais escuro e as rosetas são maiores^{1527,2313}. Ocorre em áreas de florestas e Cerrado¹⁶¹³ e até mesmo em proximidades de áreas agrícolas e adjacentes a matas¹⁶¹³ (CENAP, dados não publicados). Di Bitteti *et al.*²²⁰ registraram a espécie mais frequentemente em áreas menos protegidas.

O período de gestação é de 73 a 78 dias, podendo nascer de um a quatro filhotes, com média de 1,1¹⁶¹³ (dados para o complexo *L. tigrinus*). A espécie possui hábitos solitários e atividade tanto de dia como de noite, apresentando um pico de atividades no início da manhã²²⁰. A dieta é baseada em pequenos mamíferos, roedores e marsupiais, aves, répteis e invertebrados^{1900,2146,2314}.

População

O tamanho das populações de *L. guttulus*, assim como a das demais espécies de pequeno-médio porte do Brasil (à exceção de *L. pardalis*), é intrinsicamente pequeno. As densidades variam tipicamente entre 0,01 e 0,05 animais/km², chegando a 0,1 e 0,25 indivíduos/km² apenas nas áreas consideradas de alta densidade. As densidades mais elevadas são encontradas em poucas localidades e sempre onde *L. pardalis* está ausente ou em números consideravelmente baixos^{1615,1627}. Já foi demonstrado que as espécies do complexo *L. tigrinus* são negativamente afetadas por *L. pardalis*, por conta do potencial de predação intraguilda (Efeito *pardalis*), o que significativamente chega a afetar seus números^{1615,1620,1627}. Para todas as áreas onde a espécie foi considerada relativamente abundante, ou seja, em densidades elevadas, a média foi de $0,15 \pm 0,08$ animais/km² (1619). Recentemente, em remanescentes de Mata Atlântica do estado de Santa Catarina, a densidade foi estimada em 0,07 a 0,13 indivíduos/km². Utilizando as densidades populacionais mínimas e máximas estimadas para a espécie (0,01 e 0,25 indivíduos/km²) e os remanescentes de vegetação natural no sul, sudeste e centro-oeste do Brasil, a população total de *L. guttulus* foi estimada em 18.349 a 458.741 indivíduos. Entretanto, a estimativa máxima provavelmente está inflacionada, pois é baseada no limite superior das altas densidades. Considerando as densidades típicas, a população maior seria de 91.748 animais. Esses animais, entretanto, não ocorrem em boa parte dos remanescentes naturais, ou seja, sua área de ocupação (AOO) é reduzida em relação à área total de



remanescentes. Para compensar esta reduzida área de ocupação, os valores inferiores das estimativas populacionais foram utilizados para a estimativa da população efetiva.

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o *pool* genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos aplicados inclusive a grandes felinos e outros predadores de topo. Em termos conservacionistas, o que de fato importa à persistência em longo prazo é a quantidade de indivíduos que efetivamente contribuem ao *pool* genético, ou seja, a população efetiva (N_e)^{787,788}. Desta forma, a população efetiva da espécie seria de cerca de 1.835 a 9.175 indivíduos da espécie. Os principais biomas de ocorrência da espécie, Mata Atlântica e Cerrado, perderam mais de 10% de seus remanescentes nos últimos 15 anos ou três gerações da espécie, e o desmatamento não cessou. A perda de remanescentes nestes biomas pode ser de cerca de 10% nos próximos 15 anos; presume-se que as populações estejam diminuindo em ritmo equivalente, já que a espécie ocorre apenas em áreas agrícolas com remanescentes de vegetação natural. Adicionalmente, as áreas fora das unidades de conservação, por conta de uma menor presença de *L. pardalis*, foram consideradas de grande importância para a conservação das espécies de felinos de porte menor que 6 kg no território nacional^{1620,1627}, e estas áreas podem estar sujeitas a uma perda de *habitat* mais acelerada do que no interior das UCs.

Devido à grande lacuna de conhecimento referente à espécie não existem na literatura informações que permitam inferir sobre a existência de conectividade com regiões vizinhas.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A principal ameaça às populações de *L. guttulus* no Brasil é a perda e fragmentação dos *habitat* naturais do qual a espécie depende. Apesar de ser encontrada em áreas agrícolas, ainda assim só permanece se a área apresentar vegetação natural. Este problema é mais acentuado justamente nos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado. Em uma escala mais localizada, o abate de animais para controle de predação de aves domésticas, assim como atropelamentos, também pode representar ameaças, da mesma forma como a transmissão de doenças por carnívoros domésticos. Historicamente a maior ameaça foi o comércio de peles, onde o total mínimo de peles de *L. tigrinus* (incluindo *L. guttulus*) comercializadas entre 1976 e 1985, foi de 352.508 unidades, de acordo com os relatórios da CITES¹⁶²².

Ações de conservação

A espécie, ainda no complexo *Leopardus tigrinus*, está incluída no Plano Nacional de Ação para a conservação dos pequenos felinos do Brasil^{987a}.

Presença em unidades de conservação

Goias: PARNA da Chapada dos Veadeiros¹⁶¹¹, PARNA das Emas¹⁶¹¹, FLONA de Silvânia¹⁵²⁸;
Espírito Santo: PARNA do Caparaó¹⁶¹⁵, REBIO de Sooretama¹⁶¹⁵, REBIO do Córrego do Veado¹⁶¹⁵;
Minas Gerais: PARNA Cavernas do Peruaçu⁹⁶³, PARNA da Serra da Canastra¹⁶¹⁵, PARNA do Caparaó¹⁶¹⁵, RPPN Aldeia, RPPN Cajueiro, PE do Rio Preto, PARNA das Sempre Vivas, PARNA Grande Sertão Veredas, PE Veredas do Peruaçu (Instituto Briotrópicos, dados não publicados);
Minas Gerais/Rio de Janeiro: PARNA de Itatiaia¹⁶¹⁵;
Rio de Janeiro: PARNA da Serra dos Órgãos¹⁵²⁸;
Rio de Janeiro/São Paulo: PARNA da Serra da Bocaina¹⁶¹⁵, APA de Cairuçu¹⁵²⁸;
São Paulo: FLONA de Ipanema¹⁶¹⁵, PE Carlos Botelho²⁹⁸, PE Intervalos²⁹⁸, PE da Serra do Mar²⁹⁸, PE do Rio Turvo, PE da Ilha do Cardoso, PE do Jurupará²⁹⁸, PE de Campos do Jordão²⁹⁸, PE Turístico do Alto Ribeira²⁹⁸, PE Furnas do Bom Jesus²⁹⁸, PE dos Mananciais de Campos do Jordão²⁹⁸, PE do Vassununga²⁹⁸, ESEC de Itirapina²⁹⁸, ESEC de Jataí²⁹⁸, ESEC de Mogi-Guaçu²⁹⁸, ESEC de Ribeirão Preto²⁹⁸, ESEC de Santa Bárbara²⁹⁸, ESEC de Santa Maria²⁹⁸, ESEC de São Carlos²⁹⁸, ESEC de Valinhos²⁹⁸, FLONA de Ipanema¹⁴¹³;



Paraná: ESEC de Guaraqueçaba¹⁶¹⁵, PARNA do Iguaçu¹⁶¹⁵;

Paraná/Santa Catarina: ESEC da Mata Preta¹⁵²⁸;

Santa Catarina: PARNA da Serra do Itajaí, PE da Serra do Tabuleiro⁸⁵², PARNA das Araucárias¹⁵²⁸;

Rio Grande do Sul/Santa Catarina: PARNA da Serra Geral¹⁵²⁸.

Rio Grande do Sul: PE do Turvo¹⁰⁵³, FLONA São Francisco de Paula¹⁶¹⁵, FLONA de Canela¹⁵²⁸.

Pesquisas

Leopardus tigrinus e *Leopardus guttulus* são espécies crípticas, que devem possuir características ecológicas semelhantes; entretanto, nada se sabe sobre os requisitos particulares de cada uma e sobre as características que promovem seu isolamento reprodutivo em áreas de simpatria. Os limites de distribuição geográfica das duas espécies também são incertos. Desta forma, são necessárias pesquisas sobre todos estes aspectos.

Leopardus tigrinus (Schreber, 1775)

Tatiane Trigo, Tadeu Gomes de Oliveira, Marcos Adriano Tortato, Lilian Bonjorne de Almeida, Cláudia Bueno de Campos & Beatriz de Mello Beisiegel

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nomes comuns: gato-do-mato, gato-macambira, pintadinho, mumuninha, gato-lagartixeiro, chuê, gato-maracajá-mirim, maracajá-i, gato-maracajá



Foto: Acervo CENAP

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) C2

Justificativa

Leopardus tigrinus ocorre nos estados do norte, nordeste e centro-oeste do Brasil, embora seja conhecido de poucos registros no bioma Amazônico. A população desta espécie foi calculada utilizando-se uma área de remanescentes de 57.395 km². A população efetiva estimada, de acordo com as densidades populacionais típicas da espécie, varia entre 53 e 270, sendo que nenhuma sub-população tem mais do que 250 indivíduos. Estima-se que nos próximos 15 anos, ou três gerações, ocorrerá um declínio de pelo menos 10% desta população, principalmente pela perda e fragmentação de *habitat* causado pela expansão agrícola. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério C2. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, mas não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1611}	VU A4c
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta*
Avaliação global ¹⁶¹⁵	VU A3c

*As avaliações dos estados do Espírito Santo, Paraná, Rio Grande do Sul e São Paulo referentes a *Leopardus tigrinus*, atualmente referem-se a *L. guttulus*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Felis tigrina Schreber, 1775; *Oncifelis tigrina* (Schreber, 1775); *Felis pardinoides* (Gray, 1867).

Notas taxonômicas

A possibilidade de existência de diferentes espécies dentro do táxon *Leopardus tigrinus* já foi assinalada por alguns autores. Eisenberg & Redford⁶⁶², por exemplo, consideravam que *Leopardus tigrinus* poderia ser dividida em duas ou mais espécies, tendo em vista a disjunção na distribuição deste táxon ao sul e norte do rio Amazonas.

Diferenças moleculares suficientes para o reconhecimento de diferentes espécies dentro de *L. tigrinus* foram relatadas pela primeira vez entre indivíduos amostrados no sul e sudeste do Brasil vs. indivíduos da América Central, sendo esta última população considerada como uma espécie distinta: *L. oncilla*¹⁰⁴⁰.

Posteriormente, Nascimento¹⁵²⁷, baseado em morfologia, propôs que no Brasil existem duas espécies atualmente englobadas em *Leopardus tigrinus*, sendo elas *Leopardus tigrinus* e *Leopardus guttulus*. Segundo este autor, *Leopardus guttulus*, que é comumente considerada como uma das subespécies de *Leopardus tigrinus*, deveria ser considerada espécie plena. Desta forma, no Brasil poderia haver duas espécies: *L. tigrinus*, que ocorreria no norte e nordeste do Brasil, e possivelmente também nas Guianas e Venezuela, e *L. guttulus*, que ocorreria nas regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil, além do Paraguai e nordeste da Argentina¹⁵²⁷. Esses resultados foram corroborados por análises moleculares posteriores, que reconheceram diferenças entre as populações do norte-nordeste (*L. t. tigrinus*) e sul-sudeste (*L. t. guttulus*) do Brasil em nível específico, validando o reconhecimento de *L. tigrinus* e *L. guttulus* como espécies distintas²³¹³. Estas duas espécies estariam separadas há pelos menos 100.000 anos, com estimativas pontuais atingindo 500 e 800 mil anos²³¹³.

Distribuição geográfica

Leopardus tigrinus ocorre nas regiões norte, nordeste e centro-oeste do Brasil, e provavelmente nas Guianas e Venezuela^{1527,2313}. Entretanto, sua distribuição na Amazônia pode ser fragmentada^{1625,1627} ou marginal¹⁵²⁷, e a espécie é naturalmente bastante rara^{1527,1625,1627}. Apesar de, aparentemente, não ter havido nenhuma grande redução na extensão de ocorrência de *L. tigrinus* no Brasil, a sua área de ocupação já foi consideravelmente reduzida, especialmente nas formações do Cerrado e Caatinga. Parte da distribuição geográfica da espécie se sobrepõe à de *Leopardus guttulus*, havendo necessidade de mais estudos para esclarecer os limites geográficos das duas espécies.



História natural

Leopardus tigrinus é a menor espécie de felino do Brasil. Possui porte e proporções corporais semelhantes ao gato doméstico (*Felis catus*), com comprimento da cabeça e corpo de 49,1 cm (40 a 59,1 cm), patas pequenas e proporcionais ao corpo, além de cauda longa, com comprimento de 26,4 cm (20,4 a 32 cm), o que equivale a 60% do comprimento da cabeça e corpo. A massa corporal varia de 1,75 a 3,5 kg (média de 2,4 kg)¹⁶¹⁰. O tempo geracional de *Leopardus tigrinus* é de cinco anos (M. Marques, com. pess., 2011).

O padrão de atividades é tipicamente noturno-crepuscular, mas este felino apresenta também um elevado grau de atividade diurna^{1615,1619,1620}. *L. tigrinus* é uma espécie de hábitos terrestres, mas suas habilidades arborícolas são bem desenvolvidas. Os hábitos são solitários, no padrão típico de Felidae. O período de gestação é de 73 a 78 dias, após o qual podem nascer de um a quatro filhotes (média de 1,1) em qualquer época do ano^{1610,1619}. A dieta da espécie é ainda pouco estudada, pois a maioria dos trabalhos abordam a espécie atualmente reconhecida como *L. guttulus*, cuja dieta é especialmente à base de mamíferos muito pequenos com menos de 100 g, sendo a presença de aves e répteis também bastante representativa. Mamíferos de maior porte com mais de 700 g, inclusive cutias e pacas, também chegam a fazer parte da dieta^{655,1049,1619,1900,2146,2302}. A área de vida ainda é pouco conhecida para a espécie, variando entre 1 e 25 km² dependendo da disponibilidade de recursos^{1619,1620}. A espécie, apesar da ampla área de distribuição, é bastante incomum na maioria das regiões, especialmente onde a jaguatirica, *Leopardus pardalis*, está presente. *Leopardus tigrinus* é extremamente raro na Amazônia, sendo mais característico dos biomas mais ameaçados do Brasil, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica^{1612,1627}.

População

O tamanho das populações de *L. tigrinus*, assim como a das demais espécies de pequeno-médio porte do Brasil (à exceção de *L. pardalis*), é intrinsicamente pequeno. As densidades do complexo *L. tigrinus* variam tipicamente entre 0,01 e 0,05 animais/km², chegando de 0,1 a 0,25 indivíduos/km² apenas nas áreas consideradas de alta densidade. As densidades mais elevadas são encontradas em poucas localidades e sempre onde *L. pardalis* está ausente ou em números consideravelmente baixos^{1619,1620,1627}.



Já foi demonstrado que *L. tigrinus* é negativamente afetada por *L. pardalis*, por conta do potencial de predação intraguilda (Efeito *pardalis*), o que significativamente chega a afetar seus números^{1619,1620,1627}. Para todas as áreas onde a espécie foi considerada relativamente abundante, ou seja, em densidades elevadas, a média foi de $0,15 \pm 0,08$ animais/km² (1619). Os remanescentes de vegetação natural no nordeste e centro-oeste do Brasil foram estimados em 53.395 km², com exceção da Amazônia, utilizando dados do Projeto de Monitoramento dos Biomas Brasileiros por Satélite, de 2010, e do SOS Mata Atlântica/INPE, de 2014. Utilizando as densidades populacionais mínimas e máximas estimadas para a espécie (0,01 e 0,25 indivíduos/km²), a população total de *L. tigrinus* foi estimada em 533 a 13.348 indivíduos. Entretanto, a estimativa máxima provavelmente está inflacionada, pois é baseada no limite superior das altas densidades. Considerando as densidades típicas, a população maior seria de 2.700 animais. Esses animais, entretanto, não ocorrem em boa parte dos remanescentes naturais, ou seja, sua área de ocupação (AOO) é reduzida em relação à área total de remanescentes. Para compensar esta reduzida área de ocupação, os valores inferiores das estimativas populacionais foram utilizados para a estimativa da população efetiva.

No caso da Amazônia, onde este felino é muito raro, e talvez apresente até mesmo padrão de distribuição geográfica mais pontual do que contínua, foi estimado que a densidade deva ficar em torno de 0.0001/km² ou menor, pois não tenderia a chegar a 1% daquela observada para *Panthera onca* na região¹⁶¹⁹. Desta forma, a população de *Leopardus tigrinus* neste bioma não foi considerada relevante para o cálculo da população total da espécie.

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o *pool* genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos aplicados inclusive a grandes felinos e outros predadores de topo. Em termos conservacionistas, o que de fato importa à persistência em longo prazo é a quantidade de indivíduos que efetivamente contribuem ao *pool* genético, ou seja, a população efetiva (N_e)^{787,788}.

Desta forma, desconsiderando a população da Amazônia, a população efetiva da espécie seria de cerca de 53 a 270 indivíduos no restante do país, sendo que, estando distribuídas em uma grande extensão geográfica, nenhuma das sub-populações tem mais do que 250 indivíduos maduros. Os principais biomas de ocorrência da espécie, Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga, perdeu mais de 10% de seus remanescentes nos últimos 15 anos ou três gerações da espécie, e o desmatamento não cessou. A perda de remanescentes nestes biomas pode ser de cerca de 10% nos próximos 15 anos; presume-se que as populações estejam diminuindo em ritmo equivalente, já que a espécie ocorre apenas em áreas agrícolas com remanescentes de vegetação natural. Adicionalmente, as áreas fora das unidades de conservação, por conta de uma menor presença de *L. pardalis*, foram consideradas de grande importância para a conservação tanto de *L. tigrinus* quanto das espécies de felinos de porte menor que 6 kg no território nacional^{1620,1627}.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A principal ameaça às populações de *L. tigrinus* no Brasil é a perda e fragmentação dos *habitat* naturais do qual a espécie depende. Apesar de ser encontrada em áreas agrícolas, ainda assim só permanece se a área apresentar vegetação natural. Este problema é mais acentuado na Caatinga. Como a espécie é extremamente rara na Amazônia, as grandes áreas protegidas desse bioma não serviriam para manter populações viáveis, ao contrário do que acontece com os demais felinos da região¹⁶²⁷. Em uma escala mais localizada, o abate de animais para controle de predação de aves domésticas, assim como atropelamentos, também pode representar ameaças, da mesma forma como a transmissão de doenças por carnívoros domésticos. Historicamente a maior ameaça foi o comércio de peles, onde o total mínimo de peles de *L. tigrinus* comercializadas entre 1976 e 1985, foi de 352.508 unidades, de acordo com os relatórios da CITES¹⁶²².



Ações de conservação

Existentes

Leopardus tigrinus é uma das espécies alvo do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Pequenos Felinos^{987a} e também está incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação).

Necessárias

- Restabelecer a conectividade dos *habitat* fragmentados, através do uso de ferramentas da ecologia de paisagens, nas áreas com maior fragmentação na Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga;
- Adotar uma série de ações voltadas para a conservação fora das unidades de conservação, as quais incluiriam educação ambiental, conectividade, controle de doenças e de predação;
- Fazer o manejo das populações em cativeiro;
- Adotar, onde cabíveis, medidas retaliatórias contra a caça e o comércio ilegal.

Presença em unidades de conservação

No Brasil, o complexo de unidades de conservação formado pelo PARNA Nascentes do Rio Parnaíba/PE do Jalapão/ESEC Serra Geral de Tocantins talvez seja a única que possa apresentar tamanho suficiente para manter uma população efetiva viável, em caso de isolamento^{1619,1627}.

Amazonas/Rondônia/Mato Grosso: PARNA Campos Amazônicos (CENAP, Banco de Dados);

Rondônia: ESEC de Maracá^{1376,1611}, PARNA do Viruá¹³⁷⁶, REBIO do Jaru (CENAP, Banco de Dados);

Maranhão: PARNA da Chapada das Mesas, PARNA dos Lencóis Maranhenses, REBIO do Gurupi¹⁶¹¹;

Piauí: PARNA da Serra da Capivara¹⁶¹¹;

Rio Grande do Norte: ESEC Seridó¹⁵²⁸;

Paraíba: REBIO de Guaribas¹⁶¹¹;

Pernambuco: REBIO de Saltinho¹⁵²⁸;

Bahia: PARNA da Chapada da Diamantina¹⁶¹¹;

Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros¹⁶¹¹, PARNA das Emas¹⁶¹¹, FLONA de Silvânia¹⁵²⁸. Para esses registros das UCs do Centro-Oeste, porém, é necessário esclarecer se pertencem a *L. tigrinus* ou *L. guttulus*.

Pesquisas

A espécie é alvo de pesquisas coordenadas pelo Instituto Pró-Carnívoros e pelo Instituto Biotrópicos. *Leopardus tigrinus* e *Leopardus guttulus* são espécies crípticas, que devem possuir características ecológicas semelhantes; entretanto, nada se sabe sobre os requisitos particulares de cada uma e sobre as características que promovem seu isolamento reprodutivo em áreas de simpatria. Os limites de distribuição geográfica das duas espécies também são incertos. Desta forma, são necessárias pesquisas sobre todos estes aspectos.



Leopardus wiedii (Schinz, 1821)

Marcos Adriano Tortato, Tadeu Gomes de Oliveira, Lilian Bonjorne de Almeida & Beatriz de Mello Beisiegel

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nomes comuns: gato-do-mato, gato-maracajá, gato-peludo, maracajá-peludo



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

Leopardus wiedii possui uma distribuição ampla no Brasil, com exceção do Ceará e sul do Rio Grande do Sul. Apesar disso, o tamanho populacional efetivo calculado é de cerca de 4.700 indivíduos no território brasileiro. Estima-se que nos próximos 15 anos ou três gerações, deva ocorrer um declínio de pelo menos 10% desta população, principalmente pela perda e fragmentação de *habitat* relacionado à expansão agrícola. Portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério C1. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, mas não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1616}	VU A4c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,686,687a,688a,689}	Espírito Santo: VU Minas Gerais: EN Rio de Janeiro: VU São Paulo: Ameaçada Paraná: VU Rio Grande do Sul: VU
Avaliação global ¹⁶⁰⁹	NT

Outros nomes aplicados ao táxon

Felis wiedii (Schinz, 1821); *Felis macroura* (Wied, 1826); *Felis elegans* (Lesson, 1830); *Felis glaucula* (Thomas, 1903); *Felis pirrensis* (Goldman, 1914).

Notas taxonômicas

Leopardus wiedii possui duas populações distintas em sua distribuição no Brasil com base nas análises filogenéticas e linhagens de DNA mitocondrial, uma ao sul do rio Amazonas e uma ao norte⁶⁶⁷.

Distribuição geográfica

O gato-maracajá é encontrado desde a zona costeira do México até o norte do Uruguai e Argentina e



em todo o Brasil^{673,1613}, com exceção do estado do Ceará e metade meridional do estado do Rio Grande do Sul. No Rio Grande do Norte, Pernambuco, Paraíba, Alagoas e Sergipe é encontrado apenas na Mata Atlântica costeira¹⁶¹⁶.



História natural

Leopardus wiedii tem características que se assemelham à jaguatirica, *L. pardalis*, embora a espécie seja de porte menor¹⁶¹⁰. O comprimento da cabeça e corpo varia entre 705 e 970 mm para machos e entre 425 a 780 mm para fêmeas. O comprimento da cauda, por sua vez, varia entre 305 e 445 mm e entre 330 a 470 mm para machos e fêmeas, respectivamente¹⁵²⁷. A espécie se caracteriza por apresentar olhos bem grandes e protuberantes, focinho saliente, patas grandes e cauda bastante comprida. A massa corporal média é de 3,3 kg (de 2,3 a 4,9 kg)¹⁶¹⁰.

É predominantemente associado a ambientes de floresta, desde formações densas contínuas a pequenos fragmentos em ecossistemas savânicos, desde matas primitivas a degradadas^{1621,1627}. Na Caatinga, sua distribuição é restrita a áreas de transição vegetacional e cânions de mata densa¹⁶¹⁶.

O período de gestação dura de 81 a 84 dias, após o qual nasce um único filhote¹⁶¹⁰. O tempo geracional não é conhecido, sendo os únicos dados disponíveis da Fundação Zoológico de São Paulo, onde os animais foram manejados após a reprodução aos três anos. Portanto, o tempo geracional foi considerado igual ao do congêner *Leopardus tigrinus*: cinco anos (M. Marques, com. pess., 2011). Os hábitos são solitários e predominantemente noturnos^{220,1610}. Possui grande habilidade arborícola, embora a locomoção seja tipicamente pelo chão. Na dieta predominam pequenos mamíferos, como roedores e marsupiais, mas também inclui mamíferos de médio porte, com mais de 1,5 kg, aves e lagartos. A biomassa média consumida está em torno de 220 g por dia^{208,655,1610,1620}. A área de vida de *L. wiedii* ainda é pouco conhecida, variando entre 1 e 20 km² dependendo da disponibilidade de recursos da área¹⁶²⁰. A espécie, apesar da ampla área de distribuição, é incomum na maioria das regiões, especialmente onde a jaguatirica, *Leopardus pardalis* está presente.



População

As densidades populacionais da espécie variam tipicamente entre 0,01 e 0,05 animais/km², chegando a 0,1 e 0,25 indivíduos/km² apenas nas áreas consideradas de alta densidade. Este felino é notadamente mais abundante nos ambientes florestados da Mata Atlântica, região sul e sudeste, e, especialmente, da Amazônia. No Cerrado aparenta estar mais restrito às áreas de matas de galeria ou de vegetação mais densa aparentando ser incomum, assim como no Complexo do Pantanal, onde deve apresentar densidades bem inferiores a 0,01/km². Desta forma, a área total de remanescentes utilizada para calcular a população da espécie foi de 4.765.430 km². Os animais, entretanto, não ocorrem em boa parte destes remanescentes, ou seja, sua área de ocupação (AOO) é reduzida em relação à área total de remanescentes. Para compensar esta reduzida área de ocupação, foram priorizados os valores inferiores das estimativas populacionais.

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o pool genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos aplicados inclusive a grandes felinos e outros predadores de topo.

A população efetiva estimada de *Leopardus wiedii* foi de 4.700 a 20.000 indivíduos. Por precaução, em virtude da AOO reduzida em relação aos remanescentes, foi considerado o valor inferior desta densidade populacional. Uma estimativa muito conservadora do desmatamento nos dois principais biomas de ocorrência da espécie, a Amazônia e a Mata Atlântica, nos próximos 15 anos ou três gerações, indica que sua perda de *habitat* nestes biomas deve ser de no mínimo 5% da área atual. Uma perda populacional correspondente pode ser prevista e, associada às demais ameaças, leva à suposição de que a redução populacional esperada para a espécie nos próximos 15 anos é próxima de 10%.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda e fragmentação de *habitat* naturais é a principal ameaça às populações de *L. wiedii* no Brasil. Apesar de ser mais característica de formações florestais, tanto primitivas quanto antropizadas, também é encontrada em formações abertas, quase sempre em proximidade com áreas de vegetação mais densa. Certamente a Mata Atlântica e a Amazônia são os biomas em que *L. wiedii* recebe maior pressão devido à perda e fragmentação de *habitat*. Mesmo assim, a espécie encontra na Amazônia condições para manter um grande número de indivíduos em populações viáveis¹⁶²⁷.

O abate de animais para controle de predação de aves domésticas é outra ameaça importante, assim como atropelamentos também podem representar ameaças nas regiões sul e sudeste, da mesma forma como a transmissão de doenças por carnívoros domésticos. A caça foi uma das principais ameaças à espécie. Bonaudo *et al.*²³⁴ registraram o abate de três indivíduos de *L. wiedii* no período de sete meses, no município de Uruará, no estado do Pará. Esta prática é comum entre criadores de aves domésticas nos estados do sul e sudeste e não há qualquer estimativa de perda de indivíduos por retaliação, prejudicando uma avaliação sobre os impactos desta ameaça.

Ações de conservação

A espécie é contemplada pelo Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Pequenos Felinos^{987a} e incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação). Algumas das ações necessárias para sua conservação são:

- Intensificar a fiscalização sobre áreas privadas e unidades de conservação para redução de perda e fragmentação de *habitat*, especialmente nos ambientes florestados;
- Ampliar as áreas protegidas tanto a nível federal, estadual, quanto municipal, especialmente no bioma Mata Atlântica;
- Conectar os *habitat* de ocorrência da espécie, especialmente áreas privadas não protegidas.

Presença em unidades de conservação

Dada a ampla distribuição geográfica da espécie e o número escasso de publicações sobre a ocorrência



de mamíferos em unidades de conservação do país, esta lista está incompleta.

Acre: PARNA da Serra do Divisor¹⁶¹⁶;

Amapá: PARNA do Cabo Orange¹³⁵⁷;

Roraima: ESEC de Maracá¹⁶¹⁶;

Amazonas: PARNA de Anavilhanas¹⁵²⁸;

Amazonas/Pará: PARNA da Amazônia (CENAP, dados não publicados);

Pará: ESEC da Terra do Meio, FLONA Altamira (CENAP, dados não publicados);

Amazonas/Rondônia/Mato Grosso: PARNA Campos Amazônicos (CENAP, dados não publicados);

Rondônia: REBIO do Jaru (CENAP, dados não publicados);

Tocantins: PE do Cantão, APA Palmas¹⁶¹⁶, APA do Lajeado, APA do Rio Tocantins²³¹⁹;

Maranhão: REBIO do Gurupi⁴²⁸;

Piauí: PARNA da Serra da Capivara¹⁶¹⁶;

Pernambuco: REBIO de Saltinho¹⁵²⁸;

Bahia: REBIO do Una¹⁵²⁸;

Goiás: APA Nascentes do Rio Vermelho (CENAP, dados não publicados), RESEX Lago do Cedro¹⁵²⁸;

Mato Grosso: ESEC da Serra das Araras¹⁵²⁸, PARNA da Chapada dos Guimarães (Amaral, com. pess., 2011);

Espírito Santo: REBIO de Sooretama;

Minas Gerais: PARNA da Serra da Canastra¹⁶¹⁶, PE da Serra do Cabral (Instituto Biotrópicos, dados não publicados);

Espírito Santo/Minas Gerais: PARNA do Caparaó¹⁶¹⁶;

Rio de Janeiro: PARNA da Serra dos Órgãos, REBIO Poço das Antas¹⁶¹⁶;

São Paulo: PE de Campos do Jordão²¹⁷⁸, PE da Serra do Mar¹⁶¹⁶, PE Carlos Botelho¹⁶¹;

São Paulo/Rio de Janeiro: PARNA da Serra da Bocaina¹⁶¹⁶;

Paraná: PARNA do Iguaçu¹⁶¹⁶;

Santa Catarina: PARNA da Serra do Itajaí⁹⁷³, PE da Serra do Tabuleiro⁸⁵²;

Rio Grande do Sul: FLONA São Francisco de Paula, PARNA da Serra Geral¹⁶¹⁶, PE do Turvo¹⁰⁵³.

Pesquisas

A espécie é alvo de diversas pesquisas enfocando a comunidade de felinos e de mamíferos em geral. Algumas das pesquisas necessárias para sua conservação são:

- Realizar estimativas populacionais para o conhecimento da dinâmica das populações de *L. wiedii*;
- Realizar estimativas de perda de indivíduos por retaliação devido à predação sobre aves domésticas;
- Realizar monitoramento por meio de rádio telemetria.



***Panthera onca* (Linnaeus, 1758)**

Ronaldo Gonçalves Morato, Beatriz de Mello Beisiegel, Emiliano Esterci Ramalho, Cláudia Bueno de Campos & Ricardo Luiz Pires Boulhosa

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nomes comuns: onça-pintada, onça-preta, jaguaretê, yaguaretê, tigre, jaguar, canguçu



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2bcd+3cd; C1

Justificativa

Panthera onca está distribuída em quase todos os biomas brasileiros, com exceção do Pampa, sendo que 50% da área do país ainda é considerada adequada à ocorrência da espécie. Apesar desta ampla distribuição, o tamanho populacional efetivo estimado é menor do que 10.000 indivíduos. As principais ameaças à espécie são a perda e fragmentação de *habitat* associadas principalmente à expansão agrícola, mineração, implantação da matriz energética hidrelétrica, ampliação da malha viária e a eliminação de indivíduos por caça ou retaliação por predação de animais domésticos. A diminuição iminente dos remanescentes florestais, resultante das mudanças efetuadas no Código Florestal Brasileiro, também representa uma ameaça à subpopulação de onça-pintada no Brasil. O declínio populacional da espécie em decorrência de perda de *habitat* associada ao abate de indivíduos foi estimado em aproximadamente 30% nos últimos 27 anos ou três gerações, e um declínio equivalente pode ser projetado para os próximos 27 anos. Portanto, a espécie é categorizada como Vulnerável (VU), pelos critérios A2bcd+3cd; C1.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{31,1450}	VU A4c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,685,686,687a,688,688a,689}	Pará: VU Minas Gerais: CR Espírito Santo: CR Rio de Janeiro: VU São Paulo: Ameaçada Paraná: CR Santa Catarina: CR Rio Grande do Sul: CR
Avaliação global ³⁹¹	NT
Avaliação por bioma	Amazônia: VU C1 Caatinga: CR C2ai; D1 Cerrado: EN C2ai; D1 Mata Atlântica: CR A4bcd; C2a(i) Pantanal: VU D1



Outros nomes aplicados ao táxon

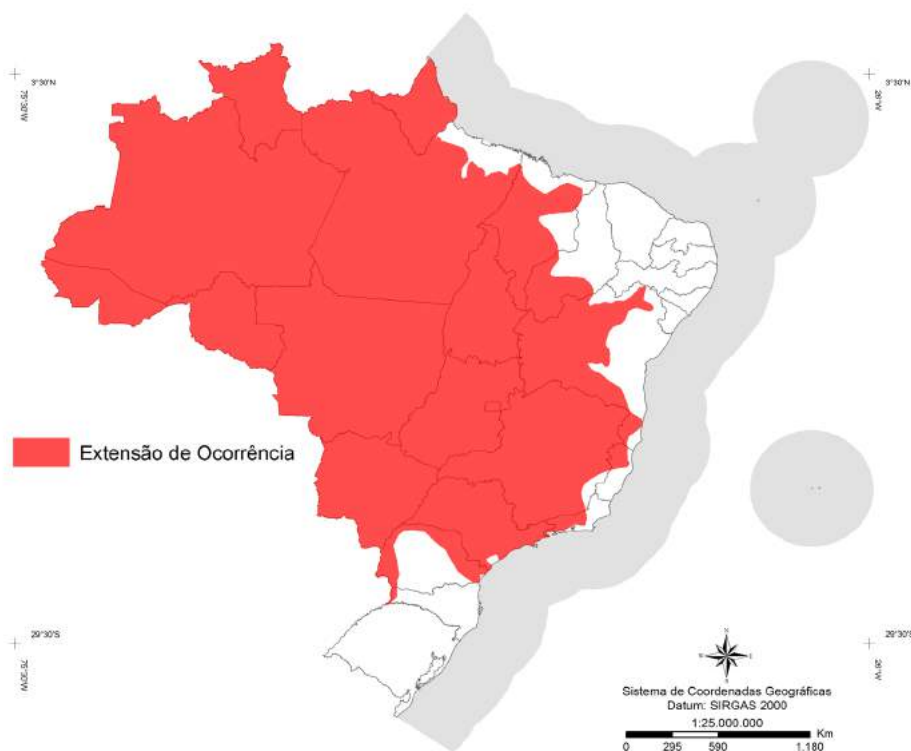
Felis onca Linnaeus, 1758.

Notas taxonômicas

Até recentemente, com base em estudos morfológicos, a onça-pintada estava subdividida em oito subespécies²⁰⁸⁶. No entanto, uma revisão das características morfológicas de crânios de onça-pintada não identificou variações significativas entre as diferentes regiões geográficas¹¹³⁸. De forma semelhante, análises da estrutura genética das populações de onça-pintada não evidenciaram diferenças geográficas, eventos de subdivisões ou barreiras para o fluxo gênico⁶⁶⁶. Por outro lado, foram reconhecidas quatro divisões filogeográficas incompletas: México e Guatemala; sul da América Central; norte da América do Sul (ao norte do rio Amazonas) e sul da América do Sul (ao sul do rio Amazonas)⁶⁶⁶.

Distribuição geográfica

No início do século passado, a onça pintada podia ser encontrada desde o sul dos Estados Unidos até o centro-sul da Argentina e Uruguai⁹⁴⁶. Desde então, sua distribuição geográfica vem se reduzindo drasticamente, e estima-se que cerca de 50% de sua distribuição original foi perdida²⁰¹⁵. A espécie é atualmente considerada extinta no Uruguai e em toda área dos Pampas⁹⁴⁶. As onças pintadas também foram consideradas extintas nos Estados Unidos, porém indivíduos oriundos do México parecem entrar continuamente no país^{656,1553}. No Brasil, a espécie ocorria em todos os biomas, porém não há mais relatos da sua presença nos Pampas⁹⁹⁵.



História natural

A onça pintada pode habitar diferentes tipos de ambientes, de florestas tropicais a regiões semi-desérticas^{656,1816,1927,2015} ou mesmo desertos¹⁵⁵³. A espécie parece evitar áreas com elevada altitude, apesar de haver registros de ocorrência de onça-pintada em áreas com 3.800 metros²³⁴⁵. Além disso, a espécie evita áreas com atividade humana^{68,1814}. Em áreas rurais, próximas a ambientes naturais da espécie, elas podem atacar rebanhos domésticos¹⁷⁷⁰, ocasionando conflitos com proprietários rurais. Não há indícios



de que onças pintadas possam se adaptar a ambientes alterados pela ação humana, porém alguns animais foram fotografados, por meio de armadilha fotográfica, em reflorestamento de eucalipto (K.D. Barretto, com. pess., 2011).

A onça pintada é o maior felino das Américas e o único representante do gênero *Panthera* nesse continente. Apesar de ser uma espécie amplamente estudada, inúmeros aspectos da sua biologia ainda não são totalmente conhecidos. O desenvolvimento de novas tecnologias, como por exemplo os sistemas de telemetria GPS ou GPS-Satélite, tem permitido um melhor entendimento da história natural da espécie, porém aspectos como longevidade, sucesso reprodutivo e dispersão, entre outros, ainda são pouco compreendidos. Até recentemente, a espécie era considerada territorialista e solitária. No entanto, Cavalcanti e Gese⁴⁰⁵ sugerem um certo grau de sociabilidade, além disso não observaram exclusividade de área de uso uma vez que há grande sobreposição de áreas de vida. As estimativas de área de vida variam significativamente, com alguns indivíduos ocupando cerca de 10 km² ⁽¹⁸¹⁵⁾ e outros até 260 km² ^(405,2157). Diversos fatores podem estar relacionados a estas variações, tais como disponibilidade de presas, disponibilidade de *habitat* adequado e variações sazonais. A onça-pintada possui hábitos crepusculares⁴⁰⁵, mas também pode se deslocar à noite, sendo que alguns autores classificam a espécie como de hábito noturno¹⁵⁵⁴. Na Mata Atlântica é ativa tanto de dia quanto à noite (B.B. Beisiegel, dados não publicados). Alguns autores reportam sazonalidade reprodutiva para a espécie^{946,1815}, porém análises de perfil hormonal indicam que onças-pintadas podem se reproduzir ao longo do ano^{1475,2374}, concordando com os resultados obtidos por Ewer⁶⁹⁴ e Nowell e Jackson¹⁵⁵⁷. Mondolfi e Hoogesteijn¹⁴⁵⁵ sugerem que a maturidade sexual das fêmeas se dá por volta dos 2-3 anos de idade, mas Viau²³⁷⁴ relatou fêmeas entrando em estro aos 11 meses, sugerindo que a maturidade sexual pode ser anterior aos 2 anos. Os machos parecem atingir maturidade sexual aos 3-4 anos de¹⁴⁵⁵, porém há necessidade de estudos mais detalhados para confirmar esta informação. A gestação dura de 90 a 111 dias⁶⁹⁴ e, de forma geral, as ninhadas tem de 1 a 4 filhotes⁸⁸⁵. Não há informações quanto ao sucesso reprodutivo, ou seja, quantos destes filhotes atingem a maturidade sexual. Assume-se que a longevidade das onças pintadas é de 15 anos e que podem se reproduzir durante toda a vida⁶⁰³. Portanto, a duração de uma geração é de 9 anos. Mais de 85 espécies têm sido registradas como presas das onças-pintadas²⁰⁸⁶, desde pequenos mamíferos e répteis com menos de 2 kg até antas e bovinos com mais de 200 kg.

População

Estudos utilizando armadilhas fotográficas, baseados em modelos de captura-marcação-recaptura, estimam 10,3 ± 1,53 indivíduos/100 km² no Pantanal²¹⁷⁴, 0,45 a 0,79 indivíduos/100 km² e 2,22 ± 1,33 indivíduos/100 km² na Mata Atlântica^{162,544} respectivamente, 2,0 indivíduos/100 km² no Cerrado²¹⁵⁷, 2,67 ± 1,06 na Caatinga²¹⁴⁸ e 10,0 indivíduos/100 km² na Amazônia¹⁸²⁴. Recentemente, Sollmann *et al.*²¹⁷⁷ realizaram uma estimativa de tamanho populacional de onça-pintada para todo o Brasil, considerando as densidades estimadas e áreas protegidas para cada bioma, sugerindo cerca de 55.000 indivíduos.

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o pool genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos aplicados a grandes felinos e outros predadores de topo. O tamanho da população total (N), quando levamos em consideração o risco de extinção, deve ser considerado através da quantidade de indivíduos que efetivamente contribuem ao pool genético, ou seja, a população efetiva (N_e)^{787,788}. Desta forma, o tamanho populacional efetivo no Brasil foi estimado em cerca de 5.500 indivíduos.

O Brasil já perdeu quase 40% de sua vegetação natural, sendo que mais de metade desta perda pode ter ocorrido nos últimos 40 anos, quando se acelerou a degradação do Cerrado e da Amazônia. *Panthera onca* precisa de grandes remanescentes de vegetação natural para sua sobrevivência^{68,544}, portanto a perda populacional da espécie é muito mais acelerada do que a perda de remanescentes naturais. Além disto, a espécie é ativamente perseguida por motivos de retaliação a abate de criações domésticas e motivos culturais, e o desmatamento aumenta o acesso humano às áreas utilizadas pelas onças. Desta forma, a diminuição da subpopulação de onças-pintadas no Brasil nos últimos 27 anos ou três gerações é estimada



em cerca de 30%. Esta diminuição não cessou, já que o Brasil continua perdendo 0,39% de sua vegetação natural por ano, o que implica em uma diminuição projetada de 10% de sua vegetação nos próximos 27 anos. Resumindo, a diminuição das subpopulações de onças-pintadas é muito mais veloz do que a perda de remanescentes naturais, uma vez que o desmatamento e fragmentação contínuos implicarão em menor quantidade de remanescentes com presença de populações da espécie, maior acesso à área destes remanescentes pelas populações humanas, maior contato das onças com as populações do entorno, com acirramento nos conflitos devido às predações de criações domésticas e aumento no isolamento genético de subpopulações, com consequente depressão endogâmica. Desta forma, uma redução populacional de 30% pode ser projetada para o futuro.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda e a fragmentação de *habitat*, associadas principalmente à expansão agrícola, mineração, implantação da matriz energética hidrelétrica e ampliação da malha viária, são sem dúvida as principais ameaças à conservação das onças pintadas. De forma geral, a espécie evita áreas degradadas^{527,547,620,1054,2157} e aquelas com uso intensivo por atividades humanas⁶⁸. Apesar disso, muitas vezes entra em conflito com produtores rurais ao atacar rebanhos domésticos. Nestes casos, muitos destes proprietários rurais eliminam estes animais, sendo que atualmente essa prática se configura em importante ameaça à sobrevivência da espécie.

Ações de conservação

Existentes

Dentre as ações de conservação existentes podemos destacar o Plano de Ação Nacional para a Conservação da Onça-Pintada¹⁶⁸⁸. Nesse documento estão listadas 46 metas e 167 ações relacionadas a solucionar os problemas que ameaçam a sobrevivência da espécie. Nesse sentido, por exemplo, áreas prioritárias e corredores de dispersão para a conservação da onça-pintada já foram identificados na Caatinga¹⁴⁷⁴. De forma semelhante, estudos em andamento no Pantanal (Panthera Foundation; Instituto Pró-Carnívoros e ICMBio/CENAP), no Cerrado (Jaguar Conservation Fund; Instituto Biotrópicos) e na Mata Atlântica (ICMBio/CENAP; Instituto de Pesquisas Ecológicas: Instituto Pró-Carnívoros) estão identificando corredores que potencialmente manteriam uma população viável da espécie.

Recentemente, o PAN Onça-parda e o PAN Onça-pintada foram unificados no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Grandes Felinos (ICMBio, em preparação). A espécie também está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Necessárias

- Redução do impacto da ocupação humana dentro de áreas prioritárias para a conservação da espécie;
- Redução do impacto ambiental nas áreas prioritárias para a conservação da espécie atingidas por grande empreendimentos;
- Aumentar a capacidade de fiscalização a fim de coibir a caça por retaliação e esportiva;
- Estabelecer programas de educação ambiental com foco em onça-pintada;
- Estabelecer estratégias de mitigação de conflitos;
- Reduzir o número de espécimes retirados da natureza.

Presença em unidades de conservação

A onça-pintada está presente em pelo menos 43 unidades de conservação de proteção integral federais¹⁵²⁸, 22 unidades de proteção integral estaduais¹⁰⁰⁰ e 26 unidades de conservação de desenvolvimento sustentável¹⁰⁰⁰. Obviamente há necessidade de investigação da presença da espécie em outras unidades, visto que as fontes disponíveis não indicam a ocorrência de onça-pintada em unidades do estado do Acre, por exemplo, região compreendida em sua área de distribuição. As UCs de proteção



integral federais onde a espécie ocorre são:

Amapá: ESEC Maracá-Jipioca²³⁶⁹, PARNA do Cabo Orange, REBIO do Lago Piratuba¹³⁵⁷, PARNA Montanhas do Tumucumaque (CENAP, dados não publicados);
Amazonas/Rondônia/Mato Grosso: PARNA Campos Amazônicos (CENAP, dados não publicados);
Amazonas/Pará: PARNA da Amazônia (CENAP, dados não publicados);
Amazonas: PARNA de Anavilhanas²²⁵⁸, PARNA do Jaú²¹⁴⁷;
Amazonas/Mato Grosso: PARNA do Jurueña (CENAP, dados não publicados);
Pará: ESEC da Terra do Meio Itatiaia, PARNA da Serra do Pardo, PARNA do Jamanxim;
Rondônia: REBIO do Guaporé³⁸, REBIO do Jaru (CENAP, dados não publicados);
Roraima: ESEC de Maracá²¹⁴⁷;
Tocantins: PARNA Nascente do Rio Parnaíba²¹⁴⁷, ESEC Serra Geral do Tocantins, PARNA do Araguaia (CENAP, dados não publicados);
Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros²¹⁴⁷, PARNA das Emas (CENAP, dados não publicados);
Mato Grosso: ESEC de Taiamã, PARNA do Pantanal Matogrossense²¹⁴⁷, ESEC Serra das Araras, PARNA Chapada dos Guimarães (CENAP, dados não publicados);
Mato Grosso do Sul: PARNA da Serra da Bodoquena (CENAP, dados não publicados);
Mato Grosso do Sul/Paraná: PARNA de Ilha Grande²¹⁴⁷;
Maranhão: REBIO do Gurupi (CENAP, dados não publicados);
Piauí: PARNA da Serra da Capivara²¹⁴⁷, ESEC Uruçuí-Una, PARNA da Serra das Confusões (CENAP, dados não publicados);
Bahia: PARNA da Chapada Diamantina²¹⁴⁷, ESEC do Raso da Catarina (CENAP, dados não publicados);
Bahia/Minas Gerais: PARNA Grande Sertão Veredas (CENAP, dados não publicados);
Espírito Santo/Minas Gerais: PARNA do Caparaó²¹⁴⁷;
Espírito Santo: REBIO de Sooretama²¹⁴⁷;
Minas Gerais: PARNA Cavernas do Peruaçu, PARNA das Sempre-Vivas (CENAP, dados não publicados);
Rio de Janeiro/Minas Gerais: PARNA do Itatiaia (CENAP, dados não publicados);
Rio de Janeiro/São Paulo: PARNA da Serra da Bocaina²¹⁴⁷;
Rio de Janeiro: PARNA da Serra dos Órgãos (CENAP, dados não publicados);
São Paulo: ESEC Mico Leão Preto (P.R. Machado & IPÊ, com. pess., 2011);
Paraná: PARNA do Iguaçu (CENAP, dados não publicados).

Pesquisas

São inúmeras as pesquisas, em desenvolvimento, que visam elucidar aspectos biológicos da espécie assim como subsidiar estratégias de conservação; desta forma, apenas algumas das instituições que atuam em pesquisa e conservação da onça-pintada e seus *websites* são listados abaixo.

- Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (ICMBio/CENAP): www.icmbio.gov.br/cenap
- Instituto para a Conservação dos Carnívoros Neotropicais (Pró-Carnívoros): www.procarcarnivoros.org.br
- Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ): www.ipe.org.br
- Instituto Onça-Pintada (IOP): www.jaguarfund.org.br
- Instituto Biotrópicos: www.biotropicos.org.br
- Instituto de Pesquisas Cananeia (IPeC);
- Panthera Foundation: www.panthera.org.br
- Laboratório de Biologia Molecular da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS).



Puma concolor (Linnaeus, 1771)

Fernanda Cavalcanti de Azevedo, Frederico Gemesio Lemos, Lilian Bonjorne de Almeida, Cláudia Bueno de Campos, Beatriz de Mello Beisiegel, Rogério Cunha de Paula, Peter Gransden Crawshaw Junior, Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz & Tadeu Gomes de Oliveira

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nomes comuns: onça-parda, suçuarana, onça-vermelha, onça do lombo preto, leão-baio, leãozinho-da-cara-suja, bodeira



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

Puma concolor possui distribuição ampla no Brasil, ocorrendo em todos os biomas. O tamanho populacional efetivo foi calculado em cerca de 4.000 indivíduos, e em três gerações, ou 21 anos, estima-se que poderá ocorrer um declínio de mais de 10% da subpopulação nacional. As principais ameaças atuais para a espécie são: a supressão e fragmentação de *habitat* devido à expansão agropecuária, e a mineração e a exploração de madeira para carvão. Além disso, a eliminação de indivíduos por caça, retaliação por predação de animais domésticos, queimadas, principalmente em canaviais, e atropelamentos também contribuem significativamente para a redução da população em diversas áreas. A diminuição iminente dos remanescentes florestais, resultante das mudanças efetuadas no Código Florestal Brasileiro, também é uma ameaça à população de *P. concolor* no Brasil. No futuro próximo, a expansão da malha viária e ferroviária, e provavelmente a implantação de grandes complexos hidrelétricos, também poderão ameaçar a onça-parda. Mesmo havendo conectividade com as populações dos países vizinhos, não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro da espécie. Assim, a categoria indicada na avaliação regional não foi alterada e a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério C1.

Situação diferente ocorre na Caatinga, onde a onça-parda é amplamente distribuída, mas existem estimativas que indicam que o tamanho populacional efetivo é menor do que 2.500 indivíduos e que nos próximos 21 anos poderá ocorrer um declínio de mais de 10% desta população em razão da perda e fragmentação de *habitat* associada principalmente à expansão da matriz energética eólica, agropecuária, mineração, exploração de madeira para carvão e lenha. Portanto, neste bioma, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN) C1.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	NT*
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{684,685,686,687a,688,688a,689}	Pará: VU Minas Gerais: VU Espírito Santo: EN São Paulo: Ameaçada Paraná: VU Santa Catarina: VU Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ¹⁵³⁷	LC
Avaliação por bioma	Amazônia: VU C1 Cerrado: VU C1 Caatinga: EN C1 Mata Atlântica: VU D1 Pantanal: VU D1

*As subespécies *P. c. greeni* e *P. c. capricornensis* estavam classificadas como VU A4c.

Outros nomes aplicados ao táxon

A onça-parda foi originalmente descrita por Linnaeus (1771) como *Felis concolor*, entretanto, mais recentemente foi reconhecida como um gênero separado (*Puma*), de acordo com a proposta original de Jardine, feita em 1834^{694,2443}.

Notas taxonômicas

Segundo Culver *et al.*⁵⁴⁹, no Brasil há duas subespécies: *P. concolor concolor*, que ocorre ao norte do rio Amazonas, e *P. concolor capricornensis*, que ocorre ao sul do rio Amazonas e leste da América do Sul, incluindo Brasil e Paraguai. As duas subespécies que constam como Ameaçadas na atual lista nacional de espécies ameaçadas de extinção, *P. concolor greeni* e *P. concolor capricornensis*, foram incluídas em uma mesma subespécie (*P. concolor capricornensis*)⁴²⁸. Wilson & Reeder²⁴⁴³ também incluem *P. concolor capricornensis* e *P. concolor greeni* em apenas uma subespécie, *P. concolor anthonyi*. Desta forma, segundo Wilson & Reeder²⁴⁴³, as subespécies que ocorrem no Brasil seriam *P. concolor anthonyi* e *P. concolor concolor*.

Distribuição geográfica

A onça parda é o mamífero terrestre de maior distribuição geográfica na região Neotropical^{563,1556,2223}, ocorrendo originalmente desde o sul canadense até o extremo sul do continente Sul-Americano, com exceção apenas do complexo das ilhas Caribenhas e algumas regiões do Chile⁵⁶³.

No Brasil, a onça-parda está presente em todos os biomas¹⁶²², sendo que *P. concolor capricornensis* é historicamente encontrada ao sul do rio Amazonas e na porção leste da América do Sul, englobando Brasil e Paraguai, e *P. concolor concolor* ao norte do rio Amazonas, abrangendo a porção norte e parte da região noroeste da América do Sul⁵⁴⁹. Mesmo sendo bem distribuída, em algumas localidades no território nacional as populações de onças-pardas encontram-se bastante reduzidas ou mesmo extintas. No bioma Pampa os registros recentes da espécie em áreas antrópicas da porção oeste e faixa litorânea são escassos, sendo a região centro-sul do bioma a que tem maior chance de ocorrência. Entretanto, a espécie pode estar presente em diversas regiões do Rio Grande do Sul e estudos sobre sua distribuição atual precisam ser realizados. Também não existem registros recentes da espécie em algumas regiões do nordeste do Brasil, como o litoral sul maranhense, o nordeste dos estados do Piauí e Ceará, grande parte do Rio Grande do Norte e a faixa litorânea da Paraíba, de Pernambuco, Alagoas e Sergipe (C. Campos, obs. pess., 2011). Na Bahia, a espécie parece também não estar presente em parte da porção leste do estado (C. Campos, obs. pess., 2011).



História natural

A onça-parda é um dos felinos mais bem adaptados aos diferentes ambientes, possuindo a habilidade de ocupar todas as zonas biogeográficas do Novo Mundo, exceto a Tundra Ártica⁵⁵⁰. A espécie pode ser encontrada desde florestas úmidas tropicais e subtropicais até florestas temperadas, áreas montanhosas acima de 3.000 m de altitude, pântanos e *Chacos*, e regiões extremamente áridas e/ou frias^{662,1556}. Também está adaptada a ambientes abertos de pouca cobertura vegetal¹⁵⁵⁷, assim como áreas com pouco grau de perturbação^{1056,1773,2059}. Segundo Mazzoli¹³³¹, onças-pardas são capazes de persistir em *habitat* conectados com níveis reduzidos de cobertura vegetal, e áreas de reflorestamento com níveis intermediários de distúrbios aparentemente parecem ser viáveis para a espécie^{1333,1812}. Entretanto, mesmo a espécie sendo capaz de lidar com variações ambientais, *habitat* fragmentados ou degradados, estes ambientes não suportam populações viáveis de felinos de grande porte¹²²⁴.

O peso médio de um macho adulto pode variar entre 40 e 72 kg, enquanto que nas fêmeas varia de 34 a 48 quilos²²²⁴. O corpo é alongado e esguio, com comprimento médio, cabeça e corpo, de 1.080 mm (900 a 1.537 mm). A coloração da pelagem é uniforme, variando na região dorsal do amarelo pardo ao avermelhado, sendo o ventre e a parte interna dos membros mais clara. O lombo muitas vezes pode apresentar uma coloração acinzentada, dando um aspecto mais escuro ao animal¹²⁰⁹. Os filhotes nascem com uma pelagem densa que varia do cinza ao bege, salpicada de grandes pintas marrons. Esta coloração permanece até o início da idade adulta, por volta dos 18 meses de idade^{662,1209}.

O hábito alimentar é considerado oportunista, uma vez que consome uma grande variedade de presas conforme a disponibilidade no ambiente¹²⁰⁹. Devido à disponibilidade de presas de grande porte, na América do Norte onças-pardas são capazes de matar presas com peso entre 70 e 125 kg, como alces, veados-de-rabo-branco e cabras montanhosas^{1209,1502}. Já as subpopulações que habitam as regiões tropicais ingerem presas de 15 kg em média¹⁷⁷² como pacas, tatus, quatis, aves e répteis em geral^{673,1309,1772}, podendo também abater vertebrados de maior porte como veados, porcos-do-mato, capivaras e jacarés^{529,1624,1772}. Tal flexibilidade parece ter influência na capacidade da espécie de se adaptar aos mais diferentes tipos de *habitat*^{563,1209}. Também existem diversos relatos de ataques de onças-pardas a criações domésticas de médio e pequeno porte, sendo os mais comuns os ataques a ovinos, equinos e bovinos (neste caso os com idade inferior a 1 ano), suínos^{111,1309,1331,1416,1657} e aves (este último particularmente na Região do Triângulo



Mineiro, Minas Gerais (F.C. Azevedo & F.G. Lemos, obs. pess., 2011).

A onça-parda é um carnívoro de hábitos solitários²²²³, com atividade primariamente noturna e crepuscular⁶⁷³. Entretanto, em algumas regiões, a atividade diurna registrada foi maior do que a noturna^{220,881}. Possuem um sistema reprodutivo poligâmico¹²⁰⁹, onde ambos os sexos atingem a maturidade sexual a partir dos 24 meses^{563,1556}. O período de gestação varia entre 82 e 98 dias, nascendo de um a seis filhotes com cerca de 400 gramas^{662,1556,1613}. A longevidade da espécie geralmente varia entre 8 e 10 anos⁹⁰⁰, mas pode chegar a 13 anos⁵⁶³, tendo sido registrada uma fêmea na natureza com 15 anos aproximadamente por Mazzolli¹³³³.

Em Telêmaco Borba, Paraná, a área de vida de uma fêmea adulta (com idade estimada de 15 anos e monitorada por coleiras VHF) foi de 75,5 km² (mínimo polígono convexo – MPC), sendo que a área mais utilizada (55% do período amostrado) era de 18,9 km² (Kernel); desses, 8,1 km² eram em floresta natural e 8,9 km² em plantações de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., uma das áreas com maior influência humana da propriedade, com movimentação de caminhões e tratores, confecção de móveis e próxima a uma estrada pavimentada e um vilarejo¹³³³. Segundo Silveira²¹⁵⁷ o tamanho da área de vida de onças-pardas no PARNA das Emas (monitorados por coleiras VHF) variou de 2,54 a 61,19 km² (calculado através da Média Harmônica 80%) e de 41 a 428 km² (calculado através do MPC 80%), existindo baixa sobreposição entre as mesmas. No Pantanal, as áreas de vida de machos e fêmeas se sobrepõem, e o tamanho médio da área de vida varia de 32 a 155 km² (528).

População

A onça-parda, apesar de ser uma das espécies de mamíferos terrestres mais bem distribuída²⁴⁵², com populações presumivelmente abundantes nos anos prévios e iniciais à chegada dos europeus no continente americano^{58,1100,1140}, atualmente, é tida como uma espécie pouco comum ou rara em diversas regiões^{673,1140}.

No Brasil existem poucos trabalhos que focam em estimativas populacionais, em parte pela dificuldade de se individualizar a espécie usando técnicas não invasivas e em parte pelo alto custo envolvido em capturar e monitorar onças-pardas, sendo os trabalhos existentes bastante pontuais. Na bacia do rio Araguaia, no Rancho Santa Fé e no PE do Cantão, estado do Tocantins, a densidade estimada de onças-pardas foi de 3,4 (erro padrão = 2,04) indivíduos/100 km². A população de onças-pardas estimadas para esta região (89.000 ha de florestas semi-decíduas, com manchas de Cerrado) foi de nove indivíduos, tendo sido identificados cinco machos e duas fêmeas¹⁵³². No nordeste do estado de São Paulo, em uma área de cerca de 200 km², Miotto *et al.*¹⁴²² registraram 17 indivíduos de onças-pardas, sendo 13 fêmeas e quatro machos (densidade = 11,7 indivíduos/100 km²). No PARNA da Serra de Itajaí, estado de Santa Catarina, recoberto principalmente por floresta ombrófila densa e com área total de 57.374 ha, a população estimada de *P. concolor* foi de quatro indivíduos, com densidade estimada de 0,66 indivíduos/100 km² (881). Na região de Telêmaco Borba, estado do Paraná, em propriedade privada de 125.000 ha, com 41% de área recoberta por florestas nativas ao longo de cursos d'água e o restante formado por plantações de *Pinus* sp., *Eucalyptus* sp. e *Araucaria angustifolia*, foi estimada uma densidade de onças-pardas de 6,2 a 6,9 indivíduos/100 km², com população estimada de 87 indivíduos¹³³³. No PE Carlos Botelho, PE Intervalos e PE Turístico do Alto Ribeira, inseridos em um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica em SP, foram estimadas densidades de 0,68 a 3,74 indivíduos/100 km² (158). Ao longo do lago Uauacú, no baixo Purus, centro-oeste da Amazônia, foram estimados 0,16 indivíduos de onça-parda/km² (907). Na região do Triângulo Mineiro (bioma Cerrado), município de Araguari, em uma área que compreende aproximadamente 500 km² de propriedades privadas que têm a pecuária extensiva além do cultivo do café, cana-de-açúcar e soja como principais atividades econômicas, foi estimada uma densidade de 2,2 indivíduos/100 km², e uma população de 55 indivíduos (F.C. Azevedo & F.G. Lemos, obs. pess., 2011). No PARNA das Emas, Goiás, em uma área de 500 km², Silveira²¹⁵⁷ registrou 31 indivíduos de onças-pardas, sendo oito machos, oito fêmeas, três filhotes e 12 não identificados em relação ao sexo. Na região do Pantanal foram encontradas densidades de três indivíduos/100 km² (2315) a 4,4 indivíduos/100 km² (Crawshaw & Quigley, dados não publicados).

A população total de onças pardas no Brasil, utilizando os extremos das densidades populacionais citadas acima e o total da área de remanescentes de vegetação no Brasil, seria de 34.896 a 327.814



indivíduos. Entretanto, a espécie não ocupa todos os remanescentes, ou seja, sua área de ocupação é bastante reduzida em relação a este total. Desta forma, o limite inferior da estimativa foi utilizado como precaução. Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o pool genético da espécie, isto é, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos aplicados a grandes felinos e outros predadores de topo. O tamanho efetivo da população (N_e) é o que de fato importa para a persistência em longo prazo, pois representa a quantidade de indivíduos que efetivamente contribuem com o *pool* genético^{787,788}. Portanto, a população efetiva de onças pardas no Brasil é de cerca de 3.489 indivíduos.

Não se sabe o grau de conectividade entre as subpopulações do Brasil, não sendo possível, portanto, afirmar se mantêm fluxo gênico entre si.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A supressão e fragmentação de *habitat*, a retaliação por predação de animais domésticos, tanto o abate “preventivo” de onças-pardas quanto o abate após o evento de predação, e os atropelamentos parecem ser as principais causas de perda de indivíduos da espécie. Essas ameaças são recorrentes em todos os biomas brasileiros em que a onça-parda ocorre, havendo algumas particularidades como a caça esportiva nos biomas Pantanal e Pampa, as queimadas em fazendas produtoras de cana-de-açúcar na Mata Atlântica e Cerrado, a expansão da matriz energética eólica na Caatinga, e o conflito com canídeos domésticos nos Pampas.

Uma das maiores ameaças à sobrevivência dos felinos selvagens em todo o mundo é a perda de *habitat* em virtude da expansão urbana e da matriz agropecuária, sendo que estes distúrbios estão diretamente relacionados à diminuição da base de presas naturais e o aumento do conflito com humanos^{441,1240,2423}. Não só existe uma grande pressão sobre as populações de onça-parda no Brasil oriunda da perda e fragmentação de *habitat*, mas também em relação à qualidade dos fragmentos remanescentes. Em um estudo na Mata Atlântica, onças-pardas não parecem estar presentes em fragmentos menores do que 300 ha¹⁴¹⁷, embora em outro estudo em uma região bastante fragmentada por pasto e plantações de café localizada no sul de Minas Gerais/nordeste de São Paulo a espécie tenha sido registrada em fragmento de 30 ha²³⁹. Na porção sul da Amazônia, a espécie não usa fragmentos menores que 177 ha¹⁴¹⁷. Além da diminuição da base de presas e a maior exposição a agentes externos, a fragmentação de *habitat* também pode isolar populações quando os fragmentos não possuem conectividade³⁷⁹.

O número cada vez maior de hidrelétricas e o avanço agropecuário, principalmente de monoculturas como a soja e a cana-de-açúcar, também pode representar uma ameaça às populações de onças-pardas, uma vez que tais empreendimentos, em sua grande maioria, são fonte de retirada maciça e fragmentação de *habitat*. A transformação da paisagem na área dos empreendimentos e fazendas, em decorrência das alterações ao longo dos leitos dos rios e áreas de *habitat* original, promove mudanças permanentes na composição dos *habitat* das regiões afetadas, contribuindo para um processo de mudança com inúmeros impactos.

Além da supressão de *habitat* por grandes hidrelétricas e monoculturas, empreendimentos como rodovias e ferrovias também promovem a fragmentação de *habitat*. Carnívoros de grande porte são especialmente sensíveis a estes empreendimentos, pois possuem grandes áreas de vida e sua organização social depende da dispersão dos jovens em busca de novos territórios²³⁸⁸. Na região nordeste do estado de São Paulo foram registradas 11 mortes por atropelamentos, sendo 10 machos e uma fêmea, entre 2004 e 2008¹⁴²². Em Minas Gerais, foram registradas seis onças-pardas atropeladas em rodovias intermunicipais no Triângulo Mineiro entre 2007 e 2012 (F.C. Azevedo & F.G. Lemos, obs. pess., 2011), uma onça-parda atropelada em um trecho de rodovia próximo a Belo Horizonte (F.C. Azevedo & F.G. Lemos, obs. pess., 2011), e um indivíduo registrado em um trecho de ferrovia que liga os estados de Minas Gerais e Goiás (F.C. Azevedo, obs. pess., 2011). Mazzolli¹³³³ registrou o comportamento de uma onça-parda monitorada em relação a duas rodovias que cortavam sua área de vida. Em duas situações de travessia o indivíduo



esperou mais de oito horas para conseguir atravessar em segurança. Ainda assim, na mesma área de estudo, foi registrado o atropelamento de um macho jovem.

Por fim, a caça retaliatória está entre uma das maiores ameaças às populações de onças-pardas em toda sua área de distribuição. No Brasil, inúmeros registros de ataques à criações domésticas são reportados todos os anos^{111,491,1331,1657,1694}. Onças-pardas são especialmente vulneráveis à caça porque naturalmente voltam nas carcaças de suas presas abatidas, e estas podem estar envenenadas ou servirem como ceva para caçadores que matam este predador na espera ou usando cachorros especializados em acuá-las em árvores, onde se tornam alvos fáceis¹⁵⁰³. Setenta e dois por cento das perdas de animais domésticos reportadas em um estudo no Brasil Central foram atribuídos a grandes felinos, sendo as propriedades de tamanho médio (500 a 1.500 cabeças de gado) as mais prejudicadas¹⁴¹⁶. Em um estudo na Mata Atlântica, as perdas representaram 33% das fazendas¹³³¹. A perda econômica por ano por propriedade foi estimada entre 290 a 1.890 dólares^{1331,1416}. Em um estudo de dois anos na Amazônia, foi estimado o abate de 185 a 240 onças em retaliação a ataques às criações domésticas¹⁴¹⁶. Em alguns locais, a caça retaliatória contribui para uma alta taxa de mortalidade anual de onças-pardas, como é o caso registrado por Verdade & Campos²³⁶⁸ no interior do estado de São Paulo, em que sete indivíduos foram abatidos por caçadores em um período de um ano, devido a ataques a rebanhos de ovinos. F.C. Azevedo & F.G. Lemos (obs. pess., 2011) relatam que no mínimo quatro onças-pardas são abatidas por ano por caçadores na região do Triângulo Mineiro (entre os municípios de Araguari, Uberlândia e Tupaciguara) e sudeste de Goiás (entre os municípios de Cumari e Catalão). A caça oportunista também exerce forte pressão sobre as populações da espécie, como demonstra um estudo na RESEX Tapajós-Arapiuns, no Pará, no qual Carvalho Jr. & Pezzuti³⁸⁸ registraram a morte de 22 onças-pardas em dez anos. Como ainda são poucos os trabalhos que avaliam quantitativamente o impacto da caça sobre as populações animais que vivem próximas a assentamentos ou populações tradicionais, o impacto da caça pode ser uma das causas de mortalidade mais preocupantes para a conservação da espécie³⁸⁸.

A flexibilidade da onça-parda em se adequar a diferentes tipos de *habitat* tem levado a espécie a cada vez mais utilizar áreas antropizadas em busca de alimento e abrigo, principalmente áreas de reflorestamento com espécies exóticas como pinheiro e eucalipto^{1333,2368} e espécies nativas como a seringueira (F.C. Azevedo & F.G. Lemos, obs. pess., 2011), além de monoculturas como a cana-de-açúcar^{1422,1423}. Essa situação não é adequada em termos conservacionistas, pois dentro destes ambientes as onças estão sujeitas a um aumento de encontros com seres humanos, que pode elevar o número de perseguição de indivíduos ocasionado pelo medo natural que as pessoas têm de grandes predadores e à caça preventiva a ataques. Existem também os riscos a que estes animais estão expostos durante o desbastamento, corte e queima das plantações, sendo que nestes casos os filhotes são os mais atingidos por serem incapazes de se deslocar rapidamente. Além disso, estradas com tráfego intenso de veículos pesados geralmente cortam estas áreas, e são também causadoras de alta mortalidade da espécie por atropelamento.

Ações de conservação

O Plano de Ação Nacional para a Conservação da Onça-parda (PAN Onça-parda)^{988a} foi elaborado em 2011, durante as oficinas de adequabilidade ambiental e de viabilidade populacional (AVP) promovidas pelo ICMBio. O PAN tem como objetivo principal reduzir a vulnerabilidade da onça-parda, ampliando a proteção dos *habitat* adequados à sua sobrevivência e o conhecimento aplicado à sua conservação, diminuindo assim os conflitos gerados pelo contato (direto ou indireto) com atividades antrópicas. As metas apresentadas no PAN da onça-parda são:

- Geração e divulgação de conhecimento sobre parâmetros de história de vida, viabilidade populacional e uso do espaço tanto em grandes áreas contínuas como em áreas fragmentadas;
- Redução substancial da perda de *habitat* adequados à sobrevivência da onça-parda, além do aumento na conectividade da paisagem entre áreas de vegetação nativa em paisagens alteradas;
- Aumento do conhecimento sobre as dimensões ecológicas, sociais, culturais e econômicas que levam ao abate de onças-pardas e suas presas;
- Diminuição da retirada de indivíduos de onça-parda da natureza por caça, abate oportunístico e/ou



retaliatório;

- Redução dos impactos negativos nas populações de onças-pardas causados pelas atividades rurais (pecuária, soja, cana-de-açúcar e silvicultura) e pela expansão da malha viária.

Recentemente, o PAN Onça-parda e o PAN Onça-pintada foram unificados no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Grandes Felinos (ICMBio, em preparação). A espécie também está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Presença em unidades de conservação

A UCs indicam a presença de *Puma concolor*, de acordo com a literatura científica e informações não publicadas fornecidas por pesquisadores. Contudo, a listagem abaixo certamente está incompleta, considerando a falta de pesquisas voltadas para o táxon em muitas das unidades de conservação brasileiras.

Amazonas: PARNA Nascentes do Lago Jari, RDS Amanã;

Amazonas/Roraima: PARNA do Jaú;

Amazonas/Pará: PARNA da Amazônia;

Pará: FLONA Tapirapé-Aquiri⁹⁶⁴, RESEX Tapajós-Arapiuns³⁸⁸, ESEC da Terra do Meio, REBIO Nascentes da Serra do Cachimbo;

Amapá: PARNA Montanhas do Tumucumaque, PARNA de Cabo Orange;

Tocantins: PARNA do Araguaia, APA do Lajeado²³¹⁹, APA do Rio Tocantins²³¹⁹;

Maranhão: PARNA da Chapada das Mesas¹⁶¹⁷, REBIO do Gurupi;

Piauí: ESEC de Uruçuí-Una, PARNA da Serra da Capivara, PARNA da Serra das Confusões, PARNA de Sete Cidades²⁰¹³;

Maranhão/Piauí/Bahia/Tocantins: PARNA das Nascentes do Rio Parnaíba (CENAP, dados não publicados);

Piauí/Ceará/Pernambuco: APA da Chapada do Araripe (CENAP, dados não publicados);

Ceará: ESEC de Aiuaíba, APA da Serra de Baturité, PARNA de Ubajara²⁰¹³, PARNA de Jericoacoara (L.Santos, com. pess., 2011);

Pernambuco: PARNA do Catimbau²⁰¹³, FLONA de Negreiros;

Bahia: ESEC Raso da Catarina, PARNA da Chapada Diamantina, PARNA do Descobrimento, PARNA do Pau Brasil, PARNA e Histórico do Monte Pascoal, REBIO do Una²⁰¹³, REVIS das Veredas do Oeste Baiano (CENAP, dados não publicados), PARNA da Serra das Lontras, FLONA de Contendas do Sincorá, REVIS de Una;

Goiás: PARNA da Chapada dos Veadeiros⁹⁷², RESEX Lago do Cedro³⁴¹, PARNA das Emas (CENAP, dados não publicados);

Distrito Federal/Goiás: FLONA de Brasília;

Mato Grosso: ESEC da Serra das Araras²⁰²², REBIO Municipal Mário Viana¹⁸⁸⁷, PARNA da Chapada dos Guimarães⁹⁷⁴;

Mato Grosso do Sul: PARNA da Serra da Bodoquena³³⁸, PE Várzeas do Ivinhema (oficina de avaliação);

Espírito Santo: PARNA Pontões Capixabas, REBIO de Sooretama (oficina de avaliação), FLONA de Rio Preto, REBIO Augusto Ruschi;

Minas Gerais: PE do Rio Doce⁷⁶⁹, PARNA Serra do Cipó, PARNA Serra da Canastra, PARNA Cavernas do Peruaçu, PARNA Sempre Vivas, PE do Rio Preto, REBIO Mata Escura (oficina de avaliação), APA Carste da Lagoa Santa, APA Cavernas do Peruaçu, ESEC de Pirapitinga, FLONA de Passa Quatro;

Minas Gerais/Bahia: PARNA Grande Sertão Veredas²⁰¹²;

Minas Gerais/Espírito Santo: PARNA do Caparaó (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro/Minas Gerais: PARNA do Itatiaia (oficina de avaliação);

Rio de Janeiro: PARNA Serra dos Órgãos, PARNA Serra da Bocaina, REBIO Tinguá (oficina de avaliação), APA da Bacia do Rio São João - Mico Leão, APA de Cairuçu, APA de Petrópolis, REBIO União;



Rio de Janeiro/São Paulo: PARNA da Serra da Bocaina;

São Paulo: ESEC Jureia-Itatins¹³⁰⁹, PE Carlos Botelho¹⁶¹, PE Intervalos, PE das Nascentes do Paranapanema, ESEC de Xitué, PE do Rio Turvo (Beisiegel dados não publicados), PE Turístico do Alto Ribeira (Nakano-Oliveira, dados não publicados), PE da Serra do Mar, PE Morro do Diabo, PE Aguapeí, ARIE Matão de Cosmópolis (oficina de avaliação), APA Bacia do Rio Paraíba do Sul, APA de Campinas, APA de Cananéia-Iguapé-Peruíbe, ARIE Mata de Santa Genebra, FLONA de Capão Bonito, PE da Cantareira, PE da Ilha do Cardoso, REBIO Municipal da Serra do Japi;

Paraná/Mato Grosso do Sul: PARNA da Ilha Grande²⁰¹²;

Paraná: PARNA de Superagui, PARNA Saint Hilaire-Lange, PARNA do Iguaçu (oficina de avaliação), APA de Guaraqueçaba, APA Estadual de Guaratuba, PARNA dos Campos Gerais, REBIO das Araucárias, REBIO das Perobas, FLONA de Pirai do Sul, FLONA de Irati;

Paraná/Santa Catarina: ESEC de Mata Preta;

Santa Catarina: PARNA São Joaquim, PARNA Serra do Itajaí (oficina de avaliação), FLONA de Ibirama, FLONA de Três Barras, PARNA das Araucárias;

Rio Grande do Sul/Santa Catarina: PARNA Serra Geral (oficina de avaliação);

Rio Grande do Sul: PARNA Aparados da Serra, PE do Turvo (oficina de avaliação), FLONA de Passo Fundo, ESEC de Aracuri-Esmeralda, FLONA de São Francisco de Paula.

Pesquisas

Existentes

Diversos projetos realizados no Brasil com enfoque na ecologia da onça-pintada, *Panthera onca*, abordam aspectos da ecologia da onça-parda. Porém trabalhos sistematizados em que a onça-parda é o objeto de estudo são relativamente recentes e pontuais. Muita informação ainda precisa ser levantada para dar suporte ao manejo desta espécie que, dentre os carnívoros silvestres brasileiros, é um dos que mais se envolve em conflitos diretos com seres humanos. Ainda são necessários estudos de longo prazo sobre a dinâmica das populações de onças-pardas, bem como trabalhos que investiguem aspectos genéticos e sanitários para que um perfil mais completo da espécie possa ser traçado. Algumas pesquisas vêm sendo realizadas com onças-pardas no Brasil são:

- Projeto Onça Parda do Triângulo Mineiro, realizado pelo Programa de Conservação Mamíferos do Cerrado na região do Triângulo Mineiro entre os municípios de Araguari e Uberlândia, vem levantando informações sobre a ecologia espacial e saúde de onças-pardas em ambientes antropizados desde 2009. Além da pesquisa o projeto desenvolve atividades voltadas para a minimização dos conflitos entre os produtores rurais e carnívoros;
- Projeto Puma desenvolve trabalhos com a espécie entre os estados de Santa Catarina e Paraná (bioma Mata Atlântica) sobre dieta, área de vida e comportamento;
- Projeto Leão Baio, que desenvolve projetos de pesquisa e conservação de carnívoros silvestres nos Aparados da Serra Geral, vem quantificando conflitos entre predadores e seres humanos;
- Projeto Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) – Corredor das Onças, tem como objetivo geral elaborar e executar um Plano de Pagamento por Serviços Ambientais pela conservação da biodiversidade existente nas Florestas Estacionais Semidecíduais do mosaico de áreas protegidas da região metropolitana de Campinas, utilizando a onça-parda como espécie bandeira e bioindicadora;
- Projeto Movimentos de dispersão e uso de *habitat* de *Puma concolor* em uma paisagem altamente fragmentada do estado de São Paulo tem como objetivo modelar as principais rotas de dispersão da espécie, a fim de identificar elementos da matriz que contribuam ou prejudiquem a movimentação dos animais, e propor estratégias de manejo da matriz, que foquem o incremento da conectividade, auxiliando a dispersão e a manutenção do fluxo gênico, e em longo prazo, e a persistência da espécie na região nordeste do estado de São Paulo;
- Projeto Carnívoros, executado no PARNA da Serra de Itajaí, em Santa Catarina, que desde 2010 tem estudado a densidade de onças-pardas, dieta, além de contribuir para a minimização de conflitos entre produtores rurais e carnívoros. Neste projeto também está previsto o estudo da área de vida e uso de *habitat*;



- Projeto Onças-pardas da região metropolitana de São Paulo, que iniciado em 2012, tem como objetivos obter registros da espécie, estudar a movimentação de onças-pardas entre fragmentos de Mata Atlântica e Cerrado, além do uso de *habitat*, área de vida e ecologia trófica;
- Projeto Onças da região do Vale do Ribeira e do Alto Paranapanema tem, entre seus objetivos, determinar a densidade populacional das duas espécies de onça em um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica contínuo, no sudoeste do estado de São Paulo.

Puma yagouaroundi (É. Geoffroy, 1803)

Lilian Bonjorne de Almeida, Diego Queirolo, Beatriz de Mello Beisiegel & Tadeu Gomes de Oliveira

Ordem: Carnivora

Família: Felidae

Nomes comuns: jaguarundi, gato-mourisco, gato-vermelho



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) C1

Justificativa

Puma yagouaroundi tem ampla distribuição no Brasil, porém ocorre em baixas densidades populacionais de 0,01 a 0,05 ind/km². A área dos remanescentes de cada bioma brasileiro foi utilizada para estimar a população de *Puma yagouaroundi* em cerca de 52.000 a 264.000 indivíduos, considerando respectivamente as densidades mínima e máxima. Para carnívoros estritos ocorrendo em baixas densidades populacionais, o número de indivíduos maduros (N_c) pode variar de 0,1 a 0,4 do tamanho populacional. Por precaução, foi assumido o valor de 0,1, resultando em uma estimativa de 5.200 a 26.400 indivíduos. Por terem sido considerados todos os remanescentes de vegetação, inclusive fragmentos muito pequenos onde a espécie certamente não ocorre, já que a área de ocupação da espécie é substancialmente menor do que a área total de remanescentes, optou-se por considerar o limite inferior da estimativa populacional. Portanto, em um cenário mais conservador, a população efetiva da espécie é de apenas 5.200 indivíduos, e certamente inferior a 10.000 indivíduos. Adicionalmente, estima-se que nos próximos 15 anos ou três gerações, poderá ocorrer um declínio de pelo menos 10% desta população em razão principalmente da perda e fragmentação de *habitat* pela expansão agrícola. Portanto, a espécie foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério C1. Há conectividade com as populações dos países vizinhos, porém não existem informações sobre a dinâmica fonte-sumidouro.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁹	Rio Grande do Sul: VU
Avaliação global ³⁹²	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

Herpailurus yagouaroundi (É. Geoffroy, 1803); *Felis yagouaroundi* É. Geoffroy, 1803.

Notas taxonômicas

Esta espécie foi incluída no gênero *Puma* por Bininda-Emonds *et al.*²¹⁵ e Mattern & McLennan¹³²⁵. Previamente pertencia ao gênero *Herpailurus*, onde era monotípica, e estava representada por cinco sub-espécies¹⁶²³ ou era considerada uma espécie do sub-gênero *Herpailurus* em *Felis*¹³³⁴.

Distribuição geográfica

Puma yagouaroundi ocorre na América do Norte, Central e do Sul, desde o sul do Texas, nos Estados Unidos, até o sul do Brasil, Paraguai e Argentina, até a província de Buenos Aires^{319,673,1623}. Não há registros da espécie no Texas desde o ano de 1986, quando um indivíduo foi encontrado atropelado²²²³. É de se esperar que também ocorra no Uruguai, já que existem exemplares da espécie coletados em municípios do Rio Grande do Sul em regiões de fronteira com aquele país, como Bagé, Quaraí e Dom Pedrito^{995,1810}. Não ocorre em áreas convertidas em pastagens e monoculturas extensas.



História natural

Puma yagouaroundi utiliza ambientes florestais primários e secundários, restingas, cerrado, manguezais e plantações de eucalipto^{1417,1556,1620,1887,2042,2317}. Em ambientes alterados pode ser observada utilizando a matriz circundante não-florestal, como cultivos de cana-de-açúcar (R. Mendes-Pontes, com. pess., 2011), soja e milho (M. Tortato, com. pess., 2011), desde que esta esteja associada à matriz



natural¹⁶²⁰. Nas ilhas de várzea do Amazonas a espécie não foi registrada durante cinco anos de trabalho com armadilhas fotográficas (Ramalho, com. pess., 2011). Por estar associado a *habitat* mais abertos e ter hábitos diurnos¹⁶²³, este felino tende a ser o mais frequentemente avistado, razão pela qual a espécie sempre era considerada fora de perigo. Entretanto, estudos populacionais recentes demonstraram que a espécie é muito menos abundante do que se acreditava^{1620,1627}.

Puma yagouaroundi forrageia no solo, mas também se desloca com agilidade nas árvores^{673,1556}. A dieta da espécie compreende mamíferos de pequeno e médio porte, terrestres e arborícolas, aves, cobras, lagartos e anfíbios^{208,696,1259,1620,2283}.

Gatos mouriscos percorrem grandes distâncias em um dia, cerca de 7 km em 24 h²²²³, possuem área de vida entre 88 e 100 km², determinada para dois machos adultos estudados em Belize, e 20,11 km² para uma fêmea adulta¹¹⁰⁹. No sul do Brasil, no PARNA de Iguaçu, a área de vida de um macho e de uma fêmea adultos foram de 17,6 e 6,8 km², respectivamente⁵³⁰. Na Mata Atlântica do estado de São Paulo, a área de vida de um macho e uma fêmea adultos foram de 8,5 km² e 6,8 km², respectivamente¹⁴¹⁴. Em região de Cerrado no estado do Tocantins, a área de vida de um macho adulto foi estimada em 25,3 km² e de uma fêmea adulta, 18 km² (2320). Em paisagem dominada por atividade agrícola, no norte do Rio Grande do Sul, a área de vida de três indivíduos monitorados oscilou entre 5,8 e 23,77 km² (1620).

População

Puma yagouaroundi, ao contrário do que se acreditava anteriormente, não é a espécie mais abundante ou comum de felinos em quase nenhuma área, sendo tipicamente a terceira do *ranking* de abundância dos mesofelinos^{1620,1627}. O tamanho das populações desta espécie, assim como a das demais espécies de pequeno-médio porte do Brasil (à exceção de *L. pardalis*), é intrinsicamente pequeno. As densidades variam tipicamente entre 0,01 e 0,05 animais/km², chegando a 0,1 e 0,25 indivíduos/km² apenas nas áreas consideradas de alta densidade. As densidades mais elevadas são encontradas em poucas localidades e sempre onde *L. pardalis* está ausente ou em números consideravelmente baixos^{1620,1627}. Já foi demonstrado que *L. pardalis* afeta negativamente os números de *P. yagouaroundi*, por conta do potencial de predação intraguilda (Efeito *pardalis*)^{1620,1627}.

Para o cálculo da população que estaria contribuindo efetivamente para o pool genético da espécie, população efetiva (N_e), foi utilizado o estimador proposto por Frankham^{787,788}, onde $N_e = 0,1N$. Este fator de correção populacional leva em consideração fatores genéticos aplicados a grandes felinos e outros predadores de topo. Em termos conservacionistas, o que importa à persistência em longo prazo é a quantidade de indivíduos que efetivamente contribuem ao pool genético, ou seja, a população efetiva (N_e)^{787,788}.

Puma yagouaroundi tem ampla distribuição pelo Brasil, porém ocorre em baixas densidades populacionais de 0,01 a 0,05 ind/km². Considerou-se a área dos remanescentes de cada bioma brasileiro (total 5.293,492 km²) para estimar a população de *Puma yagouaroundi* em cerca de 52.000 a 264.000 indivíduos, considerando respectivamente as densidades mínima e máxima. Para carnívoros estritos ocorrendo em baixas densidades populacionais, o N_e pode variar de 0,1 a 0,4. Por precaução, foi assumido um valor de 0,1 do tamanho populacional total como indicativo do número de indivíduos maduros (N_e), portanto 5.200-26.400 indivíduos. Por terem sido considerados todos os remanescentes de vegetação, inclusive fragmentos muito pequenos onde a espécie certamente não ocorre, a área de ocupação da espécie é substancialmente menor do que a área total de remanescentes. Portanto, em um cenário mais conservador, a população efetiva da espécie é de apenas 5.200 indivíduos, e certamente inferior a 10.000 indivíduos.

Adicionalmente, estima-se que nos próximos 15 anos ou três gerações poderá ocorrer um declínio de pelo menos 10% desta população em razão principalmente da perda e fragmentação de *habitat* pela expansão agrícola.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

A principal ameaça à espécie é a perda e fragmentação de *habitat*, que afeta diretamente a sobrevivência dos indivíduos, e é provocada especialmente pela expansão agropecuária. Pelo programa de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite estima-se que a taxa anual de perda de cobertura vegetal nativa foi de 0,23% no bioma Caatinga, 0,37% no Cerrado, 0,04% na Mata Atlântica, 0,47% no Pantanal, 0,2% no Pampa nos últimos anos. Para Caatinga e Cerrado, foi analisado o desmatamento no período entre 2008 e 2009 e para Mata Atlântica, Pantanal e Pampa, as taxas mencionadas são as médias no período analisado, entre os anos de 2002 e 2008. Além disso, utilizamos a média de desmatamento na Amazônia no período 2006 de 2011, obtida pelo PRODES/INPE para estimar uma perda de *habitat* de 6% dentro do tempo de três gerações ou 15 anos, entretanto, estes dados são conservadores, já que com as obras do PAC e aprovação do novo Código Florestal esta taxa tende a aumentar em todos os biomas, o que já se reflete no aumento do desmatamento da Amazônia em 2011 em relação aos anos anteriores. A caça, seja ela cultural ou retaliatória em casos de conflitos com proprietários rurais, representa outra ameaça à espécie¹⁴¹⁷. Atropelamentos e queimadas em áreas adjacentes a áreas de ocorrência da espécie são outras ameaças importantes²⁰⁴². A diminuição populacional devido a todas estas causas deve atingir 10% em 15 anos.

Ações de conservação

No que se refere às medidas de conservação aplicáveis a esta espécie, é importante destacar a utilização dos felinos como “espécies bandeira” em atividades de educação ambiental, principalmente no meio rural, com as crianças e trabalhadores rurais como público-alvo. Outra recomendação é a manutenção ou restauração da conectividade em ambientes com características originais, ações para a conservação em áreas privadas e ampliação das unidades de conservação.

Puma yagouaroundi é uma das espécies-alvo do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Pequenos Felinos^{987a}.

Presença em unidades de conservação

Unidades de conservação onde a presença de *Puma yagouaroundi* é relatada em publicações ou por pesquisadores:

Pará: ESEC Terra do Meio (CENAP, dados não publicados);

Tocantins: APA do Lajeado, APA do Rio Tocantins²³¹⁹;

Mato Grosso: REBIO Municipal Mário Viana¹⁸⁸⁷;

Mato Grosso do Sul: PARNA da Serra do Bodoquena³³⁸;

Espírito Santo: REBIO de Sooretama. Ocorre também em uma outra área protegida, a Reserva Natural Vale²¹⁹⁵;

Minas Gerais: PE do Rio Doce⁷⁶⁹, PARNA Cavernas do Peruaçu, PARNA Grande Sertão Veredas, PARNA das Sempre-Vivas, PE Veredas do Peruaçu, PE do Rio Preto, RPPN Aldeia, RPPN Porto Cajueiro (Instituto Biotrópicos, dados não publicados);

São Paulo: PE de Itaberaba²³⁸, ESEC Jureia Itatins¹³⁰⁹, FLONA de Ipanema^{1413,1417}, PE Carlos Botelho¹⁶¹, PE Intervalos (B.M. Beisiegel, dados não publicados);

Rio Grande do Sul: PARNA Aparados da Serra²⁰⁴², PE Itapuã, ESEC do Taim⁹⁹⁵, PE do Turvo¹⁰⁵³.

Pesquisas

Apesar de sua ampla distribuição, há poucos estudos dirigidos para a espécie¹⁴¹⁴. A maioria dos trabalhos que mencionam *Puma yagouaroundi* engloba estudos sobre a comunidade de mamíferos de médio e grande porte¹⁴¹⁷. Os trabalhos sobre a espécie já realizados no Brasil enfocam principalmente estudos sobre a dieta^{208,1620,2283} e sobre a área de vida e uso de *habitat*^{1417,1620}, assim como estimativas populacionais^{1620,1627}.



Pteronura brasiliensis (Zimmermann, 1780)

Livia de Almeida Rodrigues, Caroline Leuchtenberger & Vania Carolina Fonseca da Silva

Ordem: Carnivora
Família: Mustelidae

Nomes comuns: ariranha, lontra gigante, onça-d'água



Foto: Adriano Gambarini

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3cd

Justificativa

Ariranhas, *Pteronura brasiliensis*, são sociais, vivendo em grupos monogâmicos sob cooperação reprodutiva, o que restringe o tamanho populacional efetivo da espécie aos casais dominantes. Indivíduos tornam-se maduros a partir de dois anos de vida, sendo que fêmeas na natureza reproduzem até os 11 anos de idade aproximadamente e os machos podem reproduzir até os 15. Dessa forma, estima-se que o ciclo de três gerações da espécie represente um período aproximado de 20 anos. A espécie, que ocorria nos biomas Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal e Amazônia, sofreu uma drástica redução populacional no passado devido principalmente à caça. Atualmente, há registros isolados no Cerrado e possivelmente na Mata Atlântica, no estado do Paraná, sendo que populações viáveis da espécie estão limitadas à bacia Amazônica e ao Pantanal. Essas áreas, no entanto, serão diretamente impactadas pela destruição e fragmentação de áreas naturais, bem como pela construção de hidrelétricas de pequeno e grande porte em grande quantidade e num futuro próximo (prazo menor que 20 anos, ou três gerações da espécie), ocasionando uma representativa perda de *habitat* e provável alteração na comunidade de peixes, que são seu principal recurso alimentar. Perdas populacionais também ocorrem devido a conflitos com pescadores e interferência da espécie na aquicultura. Desta forma, considera-se que a espécie sofrerá uma redução populacional de pelo menos 30% nos próximos 20 anos, o que justifica sua categorização como Vulnerável (VU), segundo o critério A3cd.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1951}	VU A4c
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,684,686,687a,688,688a,689}	Pará: VU Minas Gerais: RE Espírito Santo: RE Rio de Janeiro: Provavelmente Extinta São Paulo: Ameaçada Paraná: CR Rio Grande do Sul: RE
Avaliação global ⁸⁷⁶	EN A3ce
Avaliação por bioma	Amazônia: DD Cerrado: DD Mata Atlântica: CR Pantanal: EN



Notas taxonômicas

Duas subespécies são mencionadas na literatura: *Pteronura brasiliensis paranensis*, distribuída nas bacias dos rios Paraná e Paraguai, e *Pteronura brasiliensis brasiliensis*, distribuída nas bacias dos rios Amazonas e Orinoco. No entanto, Garcia *et al.*⁸¹⁵, analisando o DNA mitocondrial de exemplares de ambas as bacias hidrográficas acima mencionadas, encontraram um certo grau de correlação geográfica e um alto nível de divergência populacional, mas não obtiveram dados que suportem a existência das duas subespécies.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica da América do Sul e historicamente ocorria na maioria dos países, desde o norte do continente, passando pelas Guianas, Colômbia e Venezuela, até o centro-norte da Argentina e em direção oeste até os Andes³⁸⁰. No Brasil, a espécie apresentava ampla distribuição, desde o Rio Grande do Sul até a Amazônia, com exceção da região semi-árida da Caatinga²²⁸⁷, estando presente na Amazônia, Pantanal, Cerrado e Mata Atlântica⁴²³. Atualmente, acredita-se que a espécie não ocorra mais em grande parte de sua distribuição histórica, com populações viáveis restritas apenas à região Amazônica e ao Pantanal. Apesar de haver registros indiretos da espécie no norte do Paraná^{278,1899}, acredita-se que a espécie esteja extinta em toda a Mata Atlântica.



História natural

A espécie apresenta hábitos semiaquáticos, habitando diversos tipos de rios, córregos, lagos, várzeas de rios e florestas inundadas na época de cheia em regiões sazonalmente alagáveis. Os indivíduos preferem ambientes de águas mais calmas, podendo ser encontrados em águas claras ou escuras, com razoável transparência e que suportam grande diversidade de espécies de peixes^{380,423,673}. São animais sociáveis e essencialmente diurnos, vivendo em grupos de 2 a 16 indivíduos. O tamanho do grupo varia de acordo com a região, *habitat* e estação^{380,653}.

Segundo Carter & Rosas³⁸⁰, a área de vida das ariranhas parece ser de 12 a 32 km de rio ou 20 km² de lagos. Dentro dessas grandes áreas de vida, pequenos territórios centrados em bons locais de alimentação



são defendidos por cada grupo familiar. O tamanho médio dos territórios no Pantanal durante a estação seca variou entre 2 e 11,2 km lineares de rio^{1186,1867,2287}. Na Reserva Xixuaú, Roraima, o tamanho da área de vida de quatro grupos durante a estação seca variou entre 4,6 a 10,5 km, em cursos d'água com largura média de 52,8 metros⁶⁹¹. Os autores registraram também a existência de sobreposição de área de vida entre os grupos, não sendo observados encontros agonísticos durante o estudo.

Grupos de ariranhas constroem locais, latrinas e *campsites* ao longo de seus territórios³⁸⁰. As locais são construídas nos barrancos dos corpos d'água, protegidas por raízes ou árvores caídas. Latrinas comunitárias são utilizadas para a deposição de fezes e urina, exercendo um importante papel na marcação territorial, podendo estar localizadas nos *campsites* ou próximas às entradas das locais. Os *campsites* são áreas ao longo dos barrancos, construídos geralmente em regiões sombreadas, utilizados regularmente para marcação territorial e descanso diurno. Cada grupo familiar mantém geralmente de um a oito *campsites*, que normalmente estão agrupados em áreas de alimentação⁸⁷⁷.

Vocalizações e marcações odoríferas são importantes mecanismos de comunicação, utilizados para evitar contatos diretos entre grupos de ariranhas^{653,1187}. No entanto, encontros agonísticos e canibalismo foram reportados por alguns pesquisadores^{1187,1493,1866,2056}. Machos dominantes costumam despender mais tempo durante os eventos de marcação, marcando por último sobre o cheiro dos membros do seu grupo¹¹⁸⁷, o que sugere que estes sinais possam exercer uma função de supressão reprodutiva dos indivíduos subordinados.

Ariranhas alimentam-se principalmente de peixes, podendo consumir pequenos mamíferos, aves, répteis e eventualmente invertebrados⁶⁵³. De acordo com Cabral *et al.*³³⁰, a ariranha tende a ser seletiva durante a estação seca e apresenta hábito oportunista na cheia, quando os peixes se dispersam para os igapós. O hábito alimentar piscívoro da espécie promove conflitos com pescadores, que consideram a interferência da ariranha negativa no sucesso pesqueiro^{1956,2468}.

Em muitos locais a ariranha e a lontra neotropical vivem em simpatria^{1137,1499}. De acordo com Silva *et al.*²¹²⁹, a coexistência dessas espécies é viável devido às diferenças comportamentais e morfológicas, contribuindo assim para uma separação ecológica entre as mesmas. Ademais, as diferenças entre as presas capturadas, especialmente pelo tamanho, podem determinar a separação entre as espécies^{1499,2129}.

Segundo Oliveira *et al.*¹⁵⁷⁶ a longevidade da espécie em cativeiro é de aproximadamente 20 anos, enquanto na natureza estima-se uma longevidade de aproximadamente 11 anos²¹⁹⁷, com um registro de um macho reprodutor aos 15 anos de idade no Peru⁵⁸⁵.

Informações sobre a reprodução da espécie são escassas e derivam principalmente de observações em cativeiro. O ciclo estral dura de 14 a 21 dias e pode ocorrer ao longo de todo o ano³⁸⁰. Neste período as fêmeas podem apresentar um comportamento mais agressivo e menor disposição para brincadeiras e para se alimentar. A gestação dura de 52 a 70 dias, nascendo de um a cinco filhotes³⁸⁰, podendo raramente nascer seis¹¹⁸⁷. Os nascimentos ocorrem no interior das locais, aparentemente durante a estação seca em ambientes sazonais^{653,2056}, estando relacionados ao nível de água dos rios⁶⁹². Fêmeas normalmente entram em estro apenas uma vez ao ano, podendo ser duas vezes, em caso de perda da prole⁶⁵³.

Os filhotes saem da local com cerca de seis semanas de vida, mas ainda não entram na água³⁸⁰. Evangelista & Rosas⁶⁹² observaram que os filhotes fazem suas primeiras tentativas de pesca com 2,5 meses de idade, atingindo certa autonomia em torno de 3,5 a 4 meses. O desmame ocorre por volta dos 9 meses, e após os 10 meses eles saem para caçar com os pais, permanecendo com o grupo familiar até os 2 ou 3 anos de vida, quando saem para formar seus próprios grupos³⁸⁰. No entanto, Leuchtenberger & Mourão¹¹⁸⁶ observaram a dispersão de uma fêmea de 10 meses do seu grupo familiar.

População

O tamanho populacional atual da espécie é desconhecido. Estimativas de densidade populacional recentes são limitadas a algumas regiões do Pantanal e da Amazônia, que comportam populações estáveis e em fase de recuperação¹⁹⁵¹. No Pantanal Sul, foram identificados 90 indivíduos em 324 km dos rios Aquidauana e Miranda²²⁸⁷ e 43 indivíduos em uma extensão linear de 75,8 km dos rios Vermelho e Miranda¹¹⁸⁶. Na região Amazônica, a densidade populacional parece ser bastante variável e desconhecida



para a bacia hidrográfica como um todo. Evangelista & Rosas⁶⁹¹ registraram uma densidade populacional efetiva, considerando apenas os utilizados pela espécie e excluindo da análise os animais transeuntes, de 1 indivíduo/km na Reserva Xixuaú em Roraima. Em uma área que abrange apenas 10% do lago da usina hidrelétrica (UHE) de Balbina, monitorada entre 2001 e 2005, foram identificados 130 indivíduos, compondo 29 grupos¹⁹⁴⁵, enquanto na RDS Amanã (AM) foram amostrados 118 indivíduos entre 2004 e 2008 em cursos d'água no entorno do lago^{1190,1200}. Por fim, na região de transição entre o Cerrado e a Amazônia, foram registrados 31 indivíduos ao longo de 610,2 km dos rios Araguaia, do Côco, Javaés e Javaezinho, no PE do Cantão, Tocantins¹⁰²².

A população de ariranhas do rio Vermelho, Pantanal Sul, parece ter se recuperado da drástica redução devido à caça realizada até meados da década de oitenta¹¹⁸⁶. Os autores sugeriram que esta população tenha alcançado sua capacidade de suporte, após verificar a manutenção da densidade populacional e do número de grupos observados por Ribas¹⁸⁶⁷ na mesma área de estudo entre 2002 e 2003. Além disso, grupos de ariranhas têm sido avistados, desde 2008, habitando lagos artificiais marginais à Estrada Parque do Pantanal Sul¹⁸⁶⁵. Na RDS Amanã na Amazônia, a população de ariranhas também parece estar se recuperando¹²⁰⁰. No entanto, nas demais áreas de distribuição histórica da espécie no Brasil, as populações parecem ser menores, sendo algumas isoladas ou em declínio¹⁹⁵¹.

Pickles *et al.*¹⁷⁴², em um estudo filogeográfico, observaram uma alta variabilidade genética para a espécie e a subdivisão de quatro populações distintas: (1) Pantanal; (2) Iténez (Bolívia, Rondônia, Mato Grosso); (3) Amazônia/Orinoco/Guianas e (4) Madre de Dios (Peru)/Madeira (Amazonas). Dentre essas populações, a do Pantanal apresenta a menor variabilidade genética, o que pode estar relacionado ao alto nível de exploração, em decorrência da caça, até a década de 1980. Além disso, a população de Iténez parece apresentar isolamento reprodutivo, o que indica a perda de conectividade da região da Bolívia, Rondônia e Mato Grosso com a população da Amazônia Central¹⁷⁴³. No entanto, as populações de ariranhas da Amazônia brasileira próximas às fronteiras muito provavelmente não encontram barreiras geográficas expressivas e pode haver fluxo gênico entre indivíduos nesta região (F.C.W. Rosas, com. pess., 2011).

As principais áreas de ocorrência da espécie, Amazônia e Pantanal, serão diretamente impactadas pela construção de hidrelétricas de pequeno e grande porte em grande quantidade e no futuro próximo, prazo menor que 20 anos, que equivale a três gerações da espécie, ocasionando uma representativa perda de *habitat* e provável alteração na comunidade de peixes, que são o principal recurso alimentar das ariranhas. Perdas populacionais também podem ocorrer devido a conflitos com pescadores comerciais e de subsistência e interferência da espécie na aquicultura, além da redução e poluição de *habitat* em decorrência de outros fatores.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Até a década de 80, a principal ameaça às ariranhas foi a caça para a comercialização de sua pele, a captura para zoológicos e a criação como animal de estimação^{2056,2164}. Atualmente, as principais ameaças à espécie são: destruição do *habitat*, superexploração da pesca, contaminação dos corpos d'água com mercúrio, agrotóxicos e outros compostos poluentes, caça ilegal e zoonoses possivelmente transmitidas por animais domésticos⁶⁵³.

O roubo de filhotes para comercialização ilegal como animais de estimação^{837,1200} e conflitos com pescadores também é frequente^{770,1951,1956,2343,2468}, podendo levar ao abate de indivíduos por retaliação. Índios Apurinã, do baixo rio Purus, Amazonas, eventualmente abatem ariranhas para consumo da carne¹⁹⁵⁰. Além disso, atividades de turismo realizadas de maneira irregular podem alterar o padrão de atividade e o comportamento da espécie, levando os grupos a abandonarem seus territórios^{2196,2343}.

A construção de usinas hidrelétricas e pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), projetadas para as bacias dos rios Amazonas, Tocantins e Alto Paraguai, também é uma ameaça potencial para a população da espécie. No lago da hidrelétrica de Balbina (AM), Rosas *et al.*¹⁹⁴⁵ observaram um aumento no tamanho populacional após o represamento. Os autores sugerem que este aumento esteja relacionado à



presença da espécie anteriormente à construção do reservatório e ao baixo índice de presença humana após a construção da hidrelétrica. Além disso, a formação de cerca de 3.500 ilhas no lago de Balbina proporcionou novas oportunidades para a construção de locas, *campsites* e latrinas pelo grupo de ariranhas. Contudo, no estado do Pará, o represamento provocado pela UHE Curuá-Una parece ter afetado a população de ariranhas da região, uma vez que as margens do reservatório foram intensamente colonizadas por comunidades humanas e a espécie não foi mais detectada após a formação do lago¹⁹⁴⁵. Com exceção da hidrelétrica de Balbina (AM), o impacto de empreendimentos hidrelétricos sobre populações de ariranhas ainda é desconhecido e deve ser considerado com cautela. O efeito destes empreendimentos sobre as populações de *P. brasiliensis* deve ser melhor compreendido, levando em consideração a diferença das áreas onde estão sendo implementados.

Ações de conservação

Existentes

Em 2010, o ICMBIO elaborou o Plano de Ação Nacional para Conservação da Ariranha (PAN Ariranha)^{990d}. Em 2015 o plano foi reprogramado visando num novo ciclo de cinco anos. O PAN Ariranha tem como objetivo geral “Identificar e conservar as populações remanescentes de ariranha e lontra em sua área de distribuição atual e iniciar a recuperação de ariranha em áreas estratégicas da sua distribuição original”. A espécie também está incluída no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶.

Necessárias

As próximas ações a serem desenvolvidas com a espécie devem direcionar esforços para seguir os objetivos específicos estabelecidos no plano, como por exemplo: identificar e reduzir os conflitos entre atividades humanas e ariranhas e lontras; ampliar o conhecimento sobre biologia populacional e social, distribuição espacial, taxonomia, sanidade e genética de ariranha, *Pteronura brasiliensis* e lontra, *Lontra longicaudis*; aumentar a proteção e a conectividade das populações de ariranha em áreas críticas, dentro da sua distribuição atual e iniciar a reintrodução da ariranha, *Pteronura brasiliensis* em uma área estratégica de sua distribuição original.

Além dessas ações, são necessários monitoramentos de longo prazo, para avaliar o impacto de UHEs e PCHs a populações de ariranhas, devendo ser instituídos com nível de obrigatoriedade ao processo de licenciamento ambiental nas regiões onde a espécie ainda ocorre.

Presença em unidades de conservação

Acre: ESEC Rio Acre, RESEX Baixo Juruá;

Amazonas: PARNA Anavilhanas, PARNA do Jaú, PARNA do Juruena, PARNA dos Campos Amazônicos, REBIO Abufari, REBIO Uatumã, RDS Uatumã, PE Serra do Aracá, FLONA Tefé, RESEX Rio Unini, RDS Amanã, RDS Aripuanã, RDS Cujubim, RDS Mamirauá, RDS Piagaçu-Purus, RDS Uacari, Floresta Estadual Rio Gregório;

Roraima: PARNA do Viruá, ESEC Maracá;

Pará: PARNA do Jamanxim, PARNA de Tapajós, PARNA da Serra do Pardo, REBIO Rio Trombetas, ESEC Terra do Meio, FLONA Altamira, FLONA Carajás, FLONA Sacará-Taquera;

Amapá: PARNA de Cabo Orange, PARNA Montanhas de Tumucumaque, REBIO Lago Piratuba, FLONA Amapá, RDS Rio Iratapuru;

Rondônia: PARNA de Pacaás Novos, REBIO Guaporé, REBIO Jaru;

Tocantins: PARNA do Araguaia, PE Cantão;

Goiás: APA Meandros do Rio Araguaia, RESEX Lago do Cedro, RPPN Pontal do Jaburu;

Mato Grosso: PARNA do Pantanal Matogrossense, ESEC Iquê, ESEC Taianã, RPPN SESC-Pantanal;

Mato Grosso do Sul: PARNA da Serra da Bodoquena, PE Pantanal do Rio Negro, RPPN Fazenda do Rio Negro;

Mato Grosso do Sul/Paraná: PARNA de Ilha Grande;



Espírito Santo: REBIO Córrego do Veado (dados históricos), REBIO Sooretama (dados históricos);
Minas Gerais: PE Rio Doce (dados históricos);
São Paulo: PE Morro do Diabo (dados históricos).

Pesquisas

Necessárias

- Realizar censo de ariranha nas áreas de ocorrência remanescentes de ariranhas, com metodologia padronizada já estabelecida para a espécie⁸⁷⁷;
- Realizar estudos de diversidade genética, dinâmica e estruturação populacional, bioacúmulo de poluentes e endoparasitoses em nível local;
- Procurar por populações remanescentes em áreas de ocorrência histórica e definir a distribuição atual da espécie em território brasileiro;
- Monitorar aspectos da ecologia e genética das populações de ariranhas antes e depois da formação de reservatórios de usinas hidrelétricas, incluindo isolamento populacional entre barragens;
- Aumentar esforços para a realização de monitoramento de longo prazo, a fim de avaliar o impacto de UHEs e de PCHs em populações de ariranhas, devendo, assim, ser instituídos com nível de obrigatoriedade ao processo de licenciamento ambiental;
- Monitorar os impactos das mudanças climáticas e de eventos climáticos extremos sobre aspectos da ecologia e das populações de ariranhas;
- Elaborar um banco de dados nacional para organização, centralização, ampla divulgação e compartilhamento de programas e planos (metodologias e resultados) de pesquisa e monitoramento, bem como estratégias de conservação das populações de ariranhas em território brasileiro.

Furipterus horrens (F. Cuvier, 1828)

Angelika Bredt, Fernanda Voietta Pinna & Fabricio Escarlate-Tavares

Ordem: Chiroptera

Família: Furipteridae

Nome comum: morcego



Foto: Roberto L. M. Novaes

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3c

Justificativa

Furipterus horrens é uma espécie rara que, embora possua ampla distribuição, é representada por poucos registros. Este morcego possui uma associação estrita com ambientes cársticos, particularmente



cavernas, que são utilizadas como abrigo. Há indícios de que esta espécie seja sensível a impactos, pois não há registros dessa espécie em áreas urbanas ou modificadas por ação antrópica. Foi observada redução populacional da espécie em cavernas sujeitas a atividades de mineração, o que certamente se agravará em função de mudanças recentes na legislação brasileira, que aumentaram a pressão sobre os ambientes cavernícolas, projetando uma perda e degradação expressiva destes *habitat*. Desta forma, considerando a raridade da espécie, sua associação com ambientes cavernícolas e sua sensibilidade a alterações desses *habitat*, somado à degradação das cavernas, principalmente por atividades relacionadas à mineração, projeta-se um declínio populacional da espécie no Brasil de pelo menos 30% nos próximos 10 anos (período maior que três gerações), e portanto, *F. horrens* foi classificada como Vulnerável (VU) segundo o critério A3c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{685,686}	São Paulo: Ameaçada Santa Catarina: CR
Avaliação global	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

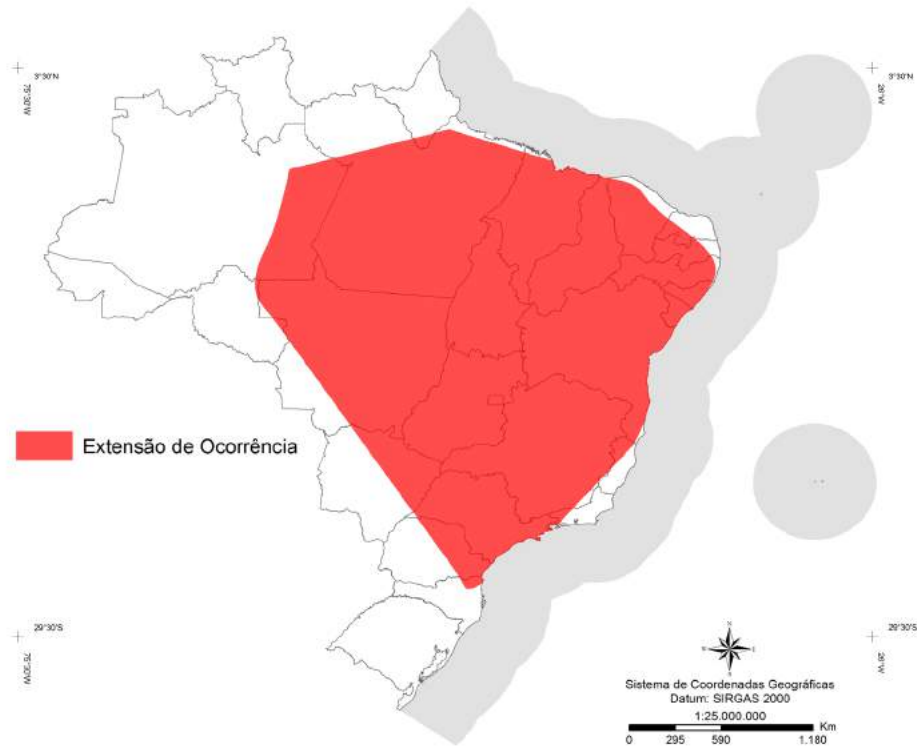
Furia horrens F. Cuvier 1828; *Furipterus caerulescens* Tomes 1856; *Furipterus torrens* J. A. Allen 1916; *Furipterus harrens* Uchikawa 1988.

Notas taxonômicas

Furipteridae é considerada uma família pequena, composta por dois gêneros monotípicos (*Amorphochilus*, *Furipterus*). No Brasil apenas o gênero *Furipterus* foi registrado²³²⁴.

Distribuição geográfica

A espécie ocorre do sul da Costa Rica ao Peru, Guianas, Trinidad e leste do Brasil; tem como





localidade-tipo o rio Mana na Guiana Francesa⁸²⁵.

Está presente nos biomas Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga^{1644,1853}.

No Brasil há registro para os estados do Amazonas, Pará, Piauí, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Bahia, Goiás, Distrito Federal, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina^{1348,1853}.

História natural

Furipterus horrens é um morcego com hábito alimentar insetívoro, que utiliza como abrigo principalmente cavernas^{1553,1853}. Ocorre também próximo a riachos e áreas úmidas no interior da floresta^{1553,1853}. Não há registros dessa espécie em áreas urbanas ou antropizadas. Segundo Uieda *et al.*²³²⁴, parece haver preferência por grutas localizadas em formações vegetais relativamente úmidas. Esses autores relatam que no Brasil esta espécie foi encontrada principalmente em áreas cobertas por mata pluvial.

Parece não haver um padrão definido de agrupamento para esta espécie, podendo os morcegos acomodar-se em grupos grandes e pequenos, ou permanecerem separados entre si e espalhados no interior do abrigo. Acredita-se que os tamanhos das colônias estejam relacionados às dimensões do abrigo²³²⁴. Estudos no Distrito Federal, mostraram que o tamanho das colônias de *F. horrens* variou de 20 a 80 indivíduos de ambos os sexos. No Ceará, Uieda *et al.*²³²⁴ encontraram colônias maiores, contendo 150 indivíduos na gruta de Araticum e 250 na gruta de Ubajara.

População

Furipterus horrens é uma espécie com elevada especificidade de *habitat* e é considerada incomum na maior parte das localidades onde foi registrada^{296,2047,2111}. Com base em diferentes estudos, observa-se que a frequência de ocorrência da espécie é geralmente inferior a 20%. Em toda sua distribuição, em um total de 114 cavernas estudadas, apenas 15 tiveram registros da espécie^{91,296,654,683,862,1578,1902,2047,2111,2132,2306}, o que representa uma proporção de 13% das cavernas estudadas.

A espécie também foi considerada incomum nas cavernas do Distrito Federal, apresentando frequência de ocorrência de 20% em 20 cavernas estudadas. Os registros ocorreram em vários meses do ano exceto em fevereiro, julho, novembro e dezembro²⁹⁶.

Das 24 cavidades naturais estudadas nos municípios goianos de Barro Alto, Campinaçu, Niquelândia e Uruaçu, *F. horrens* foi encontrada em apenas duas²⁹⁵.

A espécie é confinada a um tipo de *habitat* muito específico, que se encontra severamente ameaçado^{91,296,654,683,862,1578,1902,2047,2111,2132,2306}. Em algumas localidades, como por exemplo na região de Carajás, as cavernas são exploradas para fins de mineração e suas populações de *F. horrens* já estão em declínio (V. Tavares, com. pess., 2012). Com base nesta elevada especificidade de *habitat*, na elevada sensibilidade da espécie a modificações no ambiente e o potencial de expansão da mineração em ambientes cársticos, principalmente cavernas, em todo o território nacional, projeta-se um declínio populacional da espécie no Brasil de pelo menos 30% nos próximos 10 anos ou período maior do que 3 gerações.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Segundo Bredt *et al.*²⁹⁶, as cavernas servem como importante abrigo para *F. horrens*. Dessa forma, mineração, uso recreativo das cavernas, vandalismo, desmatamento e manejo inadequado de florestas, são algumas das ameaças sofridas pela espécie.

A publicação do Decreto Federal nº 6.640 de 07 de novembro de 2008 abriu a possibilidade de suprimir cavidades naturais subterrâneas, o que reduziu a proteção das cavernas e consequentemente, das subpopulações de espécies de morcegos que são dependentes destes *habitat* e podem ser localmente extintas pela destruição de seus abrigos.

Ações de conservação

Estando as cavernas entre os principais tipos de abrigos para *F. horrens*, a preservação desses locais deve ser tida como uma importante ação para conservação dessa espécie.



Presença em unidades de conservação

Pará: FLONA de Carajás, FLONA do Tapajós;

Rondônia: REBIO do Jaru;

Ceará: PARNA de Ubajara;

Bahia/Goiás: APA Nascente do Rio Vermelho;

Distrito Federal: APA do Planalto Central;

Espírito Santo: FLONA do Rio Preto;

Minas Gerais: PARNA Cavernas do Peruaçu;

Rio de Janeiro/São Paulo: APA de Cairuçu;

São Paulo: PE Intervalos, APA Estadual Serra do Mar, APA Estadual Quilombos do Médio Ribeira, APA Estadual Marinha do Litoral Sul (oficina de avaliação).

Pesquisas

A maior parte das publicações recentes sobre *F. horrens* restringe-se a registrar a ocorrência da espécie^{91,296,654,683,862,1578,1902,2047,2111,2132,2306}. Há lacunas de conhecimento importantes sobre aspectos ecológicos tais como uso do *habitat*, dispersão e conectividade, além da falta de dados populacionais em geral em razão da baixa frequência da espécie na maior parte dos inventários, o que dificulta a aquisição de informações mais complexas que necessitem de acompanhamento de longo prazo.

Natalus macrourus (Gervais, 1856)

Angelica Bredt, Isabel Sbragia, Fabricio Escarlante-Tavares & Fernanda Voietta Pinna

Ordem: Chiroptera

Família: Natalidae

Nome comum: morcego

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3c

Justificativa

Natalus macrourus apresenta ampla distribuição no Brasil, porém é pouco frequente, e possui uma forte associação com ambientes cavernícolas. Mudanças recentes na legislação brasileira aumentaram a pressão sobre os ambientes cavernícolas, projetando uma perda e degradação expressiva destes *habitat*. Considerando o padrão de distribuição da espécie e sua necessidade de ambientes cavernícolas, somado à degradação das cavernas, principalmente por atividades relacionadas à mineração, projeta-se um declínio populacional da espécie no Brasil de pelo menos 30% nos próximos 10 anos ou período maior do que 3 gerações. Portanto, *N. macrourus* foi classificada como Vulnerável (VU) segundo o critério A3c.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{176,686,688}	Pará*: VU Rio de Janeiro*: EN São Paulo**: Ameaçada
Avaliação global ⁵⁸⁴	NT

*Avaliada como *Natalus stramineus*;

**Avaliada como *Natalus espiritosantensis*.

Outros nomes aplicados ao táxon

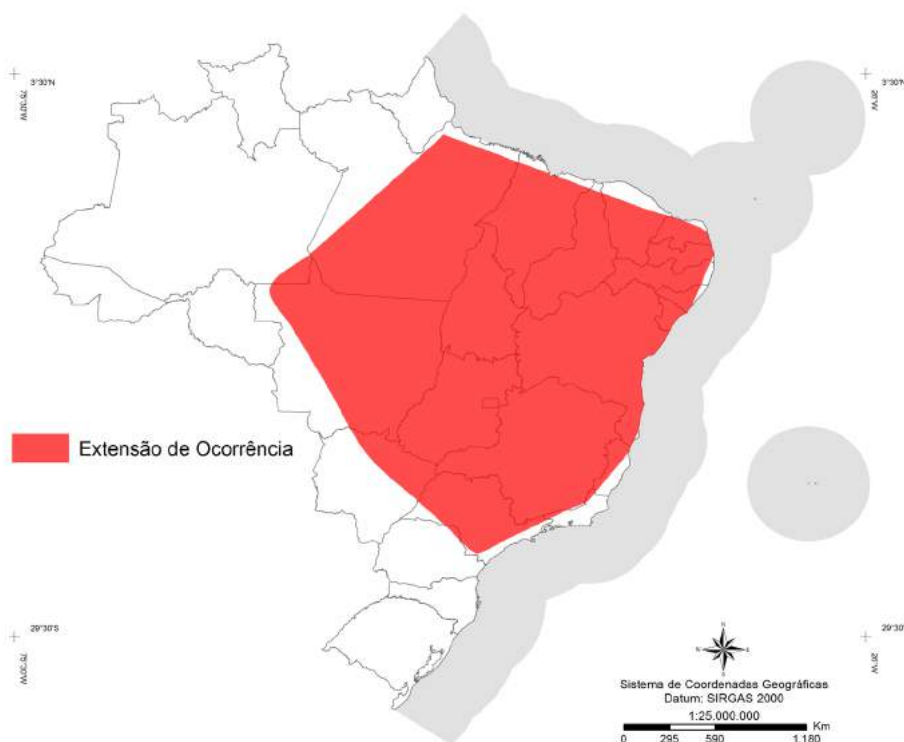
Natalus stramineus Gray, 1838; *Spectrellum macrourum* Gervais, 1856; *Natalus stramineus natalensis* Goodwin, 1959; *Myotis espiritosantensis* Ruschi, 1951; *Natalus espiritosantensis* Ruschi, 1970.

Notas taxonômicas

Há algumas questões taxonômicas e nomenclaturais relacionadas ao táxon que só recentemente foram melhor esclarecidas. Até recentemente a espécie era tratada como *Natalus stramineus*, que era considerada como um táxon único com ocorrência nas Américas Central e do Sul e nas Antilhas Maiores e Menores. Uma revisão recente identificou que *N. stramineus* corresponde na verdade um conjunto de espécies, sendo três delas distribuídas nas Antilhas Maiores, uma na América Central e uma na América do Sul, ao sul do rio Amazonas. Desta forma, a espécie sul americana deveria ser tratada como *Natalus espiritosantensis*, sendo o táxon *N. stramineus* restrito às Antilhas Menores^{178,2266,2267}. Entretanto, foi identificado que o acrônimo *N. espiritosantensis*, descrito em 1951 corresponde a um sinônimo júnior de uma espécie descrita em 1856, *Natalus macrourus*⁸¹⁴. Desta forma, de acordo com a regra de prioridade estabelecida no código internacional de nomenclatura zoológica, deve prevalecer o nome mais antigo. Portanto, a espécie sul americana deve ser tratada como *Natalus macrourus*⁸¹⁴.

Distribuição geográfica

Natalus macrourus é endêmica da América do Sul, amplamente distribuída no território nacional ao sul do rio Amazonas, com registros em praticamente todos os biomas brasileiros, com exceção do Pampa¹⁸⁹⁵. Os registros da espécie abrangem os estados Pará, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Sergipe, Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Distrito Federal, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo^{1703,1895}. A espécie apresenta também cinco registros no departamento de Santa Cruz, na região leste da Bolívia, e um registro no departamento de Concepción, no Paraguai^{814,1895}.



História natural

Espécie insetívora e muito dependente de cavernas e ambientes associados^{825,1553,1895}. Pode dividir os abrigos com outras espécies de morcegos^{295,1554,2241}, havendo relatos de *N. macrourus* coabitando com *Pteronotus parnellii*, *Lonchorhina aurita*, *Carollia perspicillata* e *Desmodus rotundus*²²⁴¹.

População

Natalus macrourus pode formar colônias com mais de 100 indivíduos, porém, é pouco frequente na natureza²⁹⁵. Apresenta grande associação com ambientes cársticos, com mais de 50% do total de registros efetuados dentro de cavernas¹⁸⁹⁵. Além disso, foi observado que as cavernas habitadas pela espécie apresentam características muito específicas, como a presença de uma zona completamente afótica em seu interior, de forma que nem todas as cavernas em uma dada região apresentem potencial para abrigar a espécie. No estado de Sergipe, por exemplo, foi observado que das 23 cavernas conhecidas, apenas cinco abrigavam colônias de *N. macrourus*¹⁸⁹⁵. Dados de diversos estudos publicados^{91,296,654,683,862,1578,1902,2047,2111,2132,2306}, mostram que em um total de 114 cavernas estudadas ao longo da distribuição da espécie, apenas nove apresentaram a ocorrência de *N. macrourus*, o que representa 9,6% das cavernas estudadas.

Considerando o padrão de distribuição da espécie e sua necessidade de ambientes cavernícolas, somado à degradação das cavernas, principalmente por atividades relacionadas à mineração, projeta-se um declínio populacional da espécie no Brasil de pelo menos 30% nos próximos 10 anos (período maior do que 3 gerações).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A destruição e degradação das cavernas por atividades de mineração representam as principais ameaças. A publicação do Decreto nº 6.640 de 07 de novembro de 2008 abriu a possibilidade de suprimir cavidades naturais subterrâneas, reduzindo a proteção das cavernas brasileiras e consequentemente, das subpopulações de espécies de morcegos que são dependentes destes *habitat* e podem ser localmente extintas pela destruição de seus abrigos.



Análise realizada durante a oficina de avaliação com base em diversos registros publicados para espécie^{91,296,654,683,862,1578,1902,2047,2111,2132,2306} e dados disponíveis na base do Centro de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV), permitiu concluir que 67% das cavernas onde a espécie foi registrada já se encontram em processo ou iminência de mineração. Assim, considerando a elevada especificidade de *N. macrourus* com cavernas e que as atividades de mineração implicam em impactos que invariavelmente resultarão na alteração das condições específicas necessárias para a espécie em pelo menos metade das cavernas exploradas, foi projetada uma redução populacional de pelo menos 30% nos próximos 10 anos.

Ações de conservação

N. macrourus é contemplada no Plano de Ação Nacional (PAN) para Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas da Região do Baixo e Médio Xingu⁹⁸⁶. São previstas ações específicas para espécie voltadas a realização de estudos filogeográficos para avaliar a conectividade entre populações da espécie na região abrangida pelo PAN.

Considerando o Decreto nº 6.640/2008 é fundamental a adoção de ações de conservação voltadas a preservação do *habitat* e medidas para restringir ou impedir atividades em cavernas que abriguem populações da espécie.

Deve-se, portanto, no licenciamento ambiental de empreendimentos de mineração ou que afetem ambientes cársticos, prever a inclusão de medidas que promovam sua conservação. Entre as medidas incluem-se a identificação e o mapeamento de cavernas com potencial para abrigar populações de *N. macrourus*, o monitoramento de populações nas localidades onde seja evidenciada a presença da espécie, além da adoção de medidas de proteção como a criação de unidades de conservação e a preservação dos *habitat* utilizados pela espécie.

Presença em unidades de conservação

Pará: FLONA de Carajás;
Piauí/Ceará: APA Serra da Ibiapaba;
Ceará: FLONA do Araripe, APA Chapada do Araripe;
Sergipe: PARNA Serra de Itabaiana;
Bahia: PARNA da Chapada Diamantina;
Goiás: APA Nascentes do Rio Vermelho;
Distrito Federal/Goiás: APA de Cafuringa;
Distrito Federal: APA do Planalto Central;
Espírito Santo: RPPN Fazenda Sayonara;
Minas Gerais: APA Cavernas do Peruaçu;
São Paulo: PE Turístico do Alto do Ribeira.

Pesquisas

Por se tratar de uma espécie pouco frequente²⁹⁵, a maior parte dos estudos já desenvolvidos está voltada ao esclarecimento de questões taxonômicas e a definição dos limites de distribuição e áreas de ocorrência^{178,814,1895,2266,2267}. Pouco se conhece sobre aspectos ecológicos e populacionais da espécie.

São necessários estudos voltados a compreender as relações da espécie com o *habitat* e o uso de recursos, área de ocupação, dispersão e conectividade entre as populações da espécie, identificação de áreas com potencial para ocorrência da espécie com base nas características além de estudos demográficos e populacionais.

Por fim, é também importante quantificar o impacto de diferentes ameaças sobre as populações da espécie, particularmente em relação aos efeitos do decreto nº 6.640/2008, pois o declínio populacional provocado pela supressão de cavernas pode ser maior do que o estimado.



Glyphonycteris behnii (Peters, 1865)

Marlon Zortéa, Thairane Cristina Alves da Silva, Fernanda Voietta Pinna & Fabricio Escarlante-Tavares

Ordem: Chiroptera

Família: Phyllostomidae

Nome comum: morcego



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4c

Justificativa

Glyphonycteris behnii é endêmica do Cerrado brasileiro, com ocorrência conhecida restrita a quatro populações isoladas. A redução do *habitat* disponível dentro de sua extensão de ocorrência foi de 58,8% em 40 anos, na década de 1970 até 2008, e deve continuar nos próximos anos em função da expansão agrícola sobre os remanescentes de seu *habitat*. Considera-se que a população esteja sofrendo declínio em proporção similar a taxa de perda de *habitat*. Com base na redução passada, estima-se que nos últimos 18 anos - período que corresponde a três gerações - a espécie tenha sofrido um declínio populacional de quase 30%, e que esse limiar deverá ser ultrapassado nos próximos anos, levando a espécie à categoria de Vulnerável (VU), pelo critério A4c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	DD*
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: VU
Avaliação global	DD

*Avaliada como *Micronycteris behnii*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Schizostoma behnii (W. Peters 1865); *Micronycteris behnii* (Miller 1898); *Micronycteris* (*Glyphonycteris*) *behnii* (Sanborn 1949).

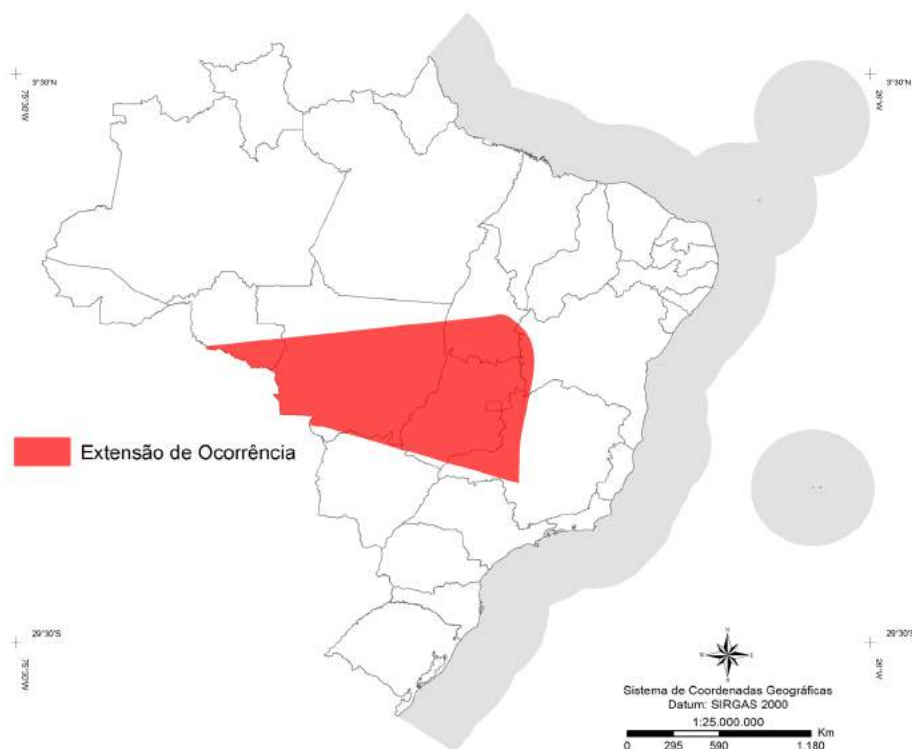
Notas taxonômicas

A espécie apresenta similaridades com *Glyphonycteris sylvestris*, sendo necessárias maiores averiguações dos espécimes depositados em coleções. Andersen⁶³ considerou a ocorrência de *G. behnii* para o Peru em Puno na região da floresta amazônica. Posteriormente, Simmons²¹⁵⁹, examinando estes exemplares, considerou-os como *G. sylvestris*. Portanto, até que o estado taxonômico seja revisto, *G. behnii* deve ser considerada endêmica do Brasil¹⁸⁵⁶.



Distribuição geográfica

Glyphonycteris behnii é endêmica do Cerrado brasileiro. Sua localidade-tipo é Cuiabá, Mato Grosso¹⁷⁰³. Também foi registrada na Serra da Canastra, Minas Gerais¹⁷⁰²; na Pousada das Araras, em Serranópolis, Goiás²⁴⁶⁵; e na ESEC Serra Geral do Tocantins, na região do Jalapão, Tocantins⁸⁶⁰. Sua extensão de ocorrência, calculada pelo mínimo polígono convexo (MPC), é estimada em 578.601,7 km². Contudo, considerando que a conversão de *habitat* no Cerrado nos últimos 40 anos, até 2008, foi de 58,5%^{1247,1452}, e que esta área engloba toda a extensão de ocorrência da espécie, sua área de ocupação com remanescentes naturais não deve ultrapassar 240.157,7 km².



História natural

Não se conhece a história natural da espécie. Os dados existentes remetem apenas ao tipo de ambiente em que foi capturada: mata mesofítica, mata de galeria, Cerrado *stricto sensu* e Cerrado rupestre^{860,1701,2465}. A baixa densidade e o fato de que todos os registros recentes da espécie estão localizados em unidades de conservação, sugerem que seja muito sensível a perturbações de *habitat*.

A dieta é estimada a partir de comparações com seus congêneres: principalmente insetos e também frutos^{1553,1856}.

Para fins de cálculo de tempo geracional, estima-se que a espécie viva cerca de 10 anos e que a primeira reprodução ocorra por volta dos dois anos, resultando em um tempo de geração de seis anos.

População

A espécie é rara, sendo conhecidos apenas seis exemplares. Depois de sua descrição formal, em 1865, *G. behnii* ficou 120 anos sem registro, até que Peracchi & Albuquerque¹⁷⁰¹ consideraram o registro de um espécime da Serra da Canastra, em Minas Gerais. O registro seguinte ocorreu 23 anos depois, no estado de Goiás²⁴⁶⁵. Mais recentemente, Gregorin *et al.*⁸⁶⁰ registraram três espécimes no Jalapão, em Tocantins.

Embora não haja dados populacionais, a tendência populacional é de declínio em função da perda de *habitat*. O Cerrado na área de ocorrência da espécie já sofreu grande redução, e a tendência deve



continuar nos próximos anos em função da expansão agrícola sobre os remanescentes^{1247,1452}. No período de 18 anos, que corresponde a três gerações da espécie, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 30%.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A principal ameaça para essa espécie é a perda de *habitat*. O Cerrado em sua área de distribuição encontra-se altamente fragmentado e perturbado. Estimativas indicam um acelerado processo de conversão de *habitat* naturais do Cerrado por atividades humanas^{1247,1452}. A redução do *habitat* disponível dentro da extensão de ocorrência da espécie foi de 58,8% em 40 anos, década de 1970 até 2008, e deve continuar nos próximos anos em função da expansão agrícola sobre os remanescentes de seu *habitat*.

Em função de programas governamentais implementados desde a década de 1970, o Cerrado é o centro nacional da produção e exportação de cereais. O avanço do cultivo em Tocantins é bastante preocupante, pois neste estado está localizado o último pólo de vegetação nativa para a espécie.

Ações de conservação

Necessárias

Todos os registros da espécie efetuados nas últimas três décadas ocorreram dentro de unidades de conservação de proteção integral. Assim, é necessário que sejam previstas medidas para proteção da espécie nos planos de manejo das UCs.

Inclusão da espécie como prioridade em levantamentos e estudos de impacto ambiental, tendo em vista que ela pode ser extremamente sensível a modificações no *habitat*.

Monitoramento das populações conhecidas.

Viabilizar, inclusive por meio de criação de unidades de conservação, a preservação das localidades onde a espécie seja registrada.

Presença em unidades de conservação

Tocantins: ESEC Serra Geral do Tocantins⁸⁶⁰;

Goiás: RPPN Pousada das Araras²⁴⁶⁵;

Bahia: APA Estadual do Rio Preto (oficina de avaliação);

Minas Gerais: PARNA da Serra da Canastra¹⁷⁰¹.

Pesquisas

Necessárias

É necessário esclarecer o *status* taxonômico da espécie, tendo em vista que alguns exemplares depositados em coleções identificados como *G. behni* podem corresponder a *G. sylvestris*^{1856,2159}.

Uma vez esclarecido o *status* taxonômico, é necessário delimitar com maior precisão a distribuição da espécie. Portanto, é necessário inventariar áreas onde haja potencial de ocorrência para identificar com maior precisão seus limites de ocorrência.

Por fim, considerando que se trata de uma espécie que é extremamente rara e pouco frequente em inventários, praticamente nada se conhece em relação a sua biologia e ecologia. Todas as informações disponíveis derivam de inferências, interpretações ou correlações com espécies filogeneticamente relacionadas. Neste sentido, estudos básicos sobre uso do *habitat*, hábitos alimentares, reprodução, tamanho e dinâmica populacional, dispersão, entre outros são fundamentais para o estabelecimento de estratégias de conservação adequadas à espécie.



Lonchophylla dekeyseri Taddei, Vizotto & Sazima, 1983

Ludmilla M. S. Aguiar, Angelika Bredt & Fernanda Voietta Pinna

Ordem: Chiroptera

Família: Phyllostomidae

Nome comum: morceguinho-do-cerrado



Foto: Julio Vitela

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) C2a(ii)

Justificativa

Lonchophylla dekeyseri ocorre no Brasil e na Bolívia. A perda de *habitat* e a fragmentação do Cerrado são ameaças severas, que já impactaram negativamente a população de *Lonchophylla dekeyseri*. Foi demonstrado que a espécie possui baixa diversidade genética dentro e entre suas subpopulações. A destruição e a degradação de cavernas, importante abrigo, provocadas por atividades como mineração e turismo desordenado, além do controle de *Desmodus rotundus*, que provoca alta mortalidade de espécies que com ele compartilham abrigo, representam outras ameaças. Estima-se uma população com menos de 2.500 indivíduos maduros, com pelo menos 95% deles em uma única subpopulação. Portanto, *L. dekeyseri* foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério C2a(ii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹³	VU A3c
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis e mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: EN
Avaliação global ²⁰⁰⁹	NT

Notas taxonômicas

Lonchophylla dekeyseri se diferencia de *Lonchophylla mordax* por possuir antebraço longo e crânio curto²²⁴². Em 2015, após a avaliação de *Lonchophylla dekeyseri*, foi descrita a espécie *Lonchophylla inexpectata*, com ocorrência na Caatinga nordestina e registros confirmados em Pernambuco e Bahia^{1472a}. Os autores apontam a semelhança da pelagem da espécie com a de *L. dekeyseri*, ambas com o ventre claro, e a distinção entre as duas se dá por caracteres craniais.

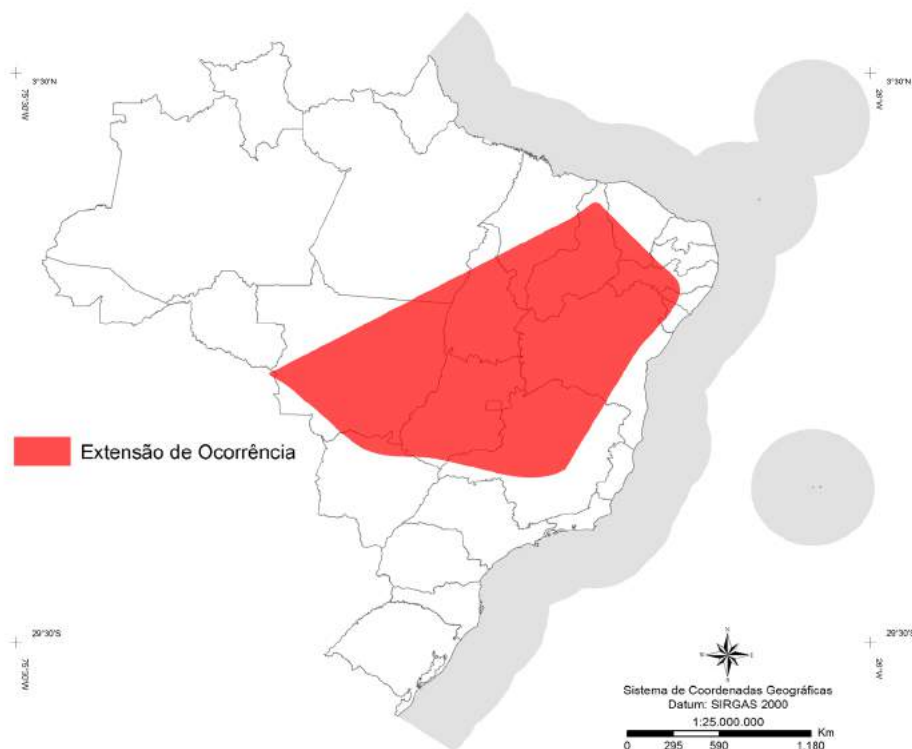
Distribuição geográfica

Lonchophylla dekeyseri ocorre no Brasil e na Bolívia¹⁷⁰³. No Brasil, foi registrada nos estados de Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Piauí, Tocantins, Distrito Federal⁸ e Pernambuco.

A espécie era considerada endêmica do Cerrado, mas mais recentemente foi registrada em áreas da Caatinga na Paraíba¹¹⁴⁴. Há grande possibilidade de ocorrer em todo o Cerrado e áreas abertas adjacentes,



que estão entre as menos inventariadas no país¹⁷⁸.



História natural

A tribo Lonchophyllinae, da qual *L. dekeyseri* faz parte, é formada por morcegos nectarívoros que podem utilizar também insetos, recursos florais e frutos²⁴⁴¹.

A reprodução da espécie é do tipo poliestria bimodal, com filhotes nascendo principalmente na estação seca, mas podendo ocorrer um pico menor de nascimento no início da estação chuvosa. A espécie aparentemente tem um filhote por ano e em função dessa baixa taxa reprodutiva, pode demorar muito tempo para recuperar eventuais perdas populacionais.

Suspeitava-se que o abrigo era uma colônia maternidade, mas parece ser ocupado por toda a vida dos indivíduos, que carregam os filhotes em voo; foram recapturados, em estudo no DF, indivíduos usando a mesma estrutura de cavernas há pelo menos sete anos, o que destaca a importância deste recurso para a espécie⁷.

Lonchophylla dekeyseri usa cavernas, cavidades e fendas como abrigos²⁹⁶. O padrão de ocupação do espaço é o de pequenos grupos de indivíduos com 1 a 58, por caverna, reunidos em uma população maior, aproximadamente 200 indivíduos, em um agregado de cavernas⁷.

População

A espécie é rara em inventários¹³. Verificou-se nos últimos anos um aumento dos registros da espécie em campo.

Estudos mostram níveis muito baixos de diversidade genética dentro e entre subpopulações^{7,12,525} o que pode ser um efeito negativo do desmatamento da área de distribuição da espécie, resultando em um processo de depressão endogâmica. A subpopulação do PARNA Sete Cidades (PI), está geneticamente bastante afastada das populações do Centro-Oeste^{7,525}.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

Desmatamento da área de sua distribuição que já perdeu, nos últimos 50 anos, 40 a 55% de sua cobertura original, convertida em agricultura e cidades, sendo que há estimativas de perdas maiores nas próximas décadas, com a expansão dos investimentos agrícolas para energia e alimentação, o que refletirá na perda de *habitat*, abrigo e alimento com provável declínio de populações. A baixa diversidade genética observada, com provável depressão endogâmica, pode ser consequência da perda de *habitat* e da fragmentação.

Os métodos de controle de populações de *Desmodus rotundus* com alta mortalidade, afetam também as populações de *Lonchopylla dekeyseri*, uma vez que compartilham o uso de cavernas¹².

A supressão das cavernas, principal abrigo utilizado por esta espécie, por atividades de mineração representa uma grande ameaça²⁹⁶. A publicação do Decreto nº 6.640 de 07 de novembro de 2008 abriu a possibilidade de suprimir cavidades naturais subterrâneas. Portanto, o Decreto, na prática, reduziu a proteção das cavernas brasileiras e consequentemente, das subpopulações de espécies de morcegos que são dependentes destes *habitat* e podem ser localmente extintas pela destruição de seus abrigos.

A visitação pública e o espeleoturismo desordenado também provocam perturbação nas colônias de *Lonchopylla dekeyseri*, contribuindo para a redução da disponibilidade de abrigos cavernícolas²⁹⁶.

Presença em unidades de conservação

Tocantins: ESEC Serra Geral do Tocantins;

Piauí: PARNA das Sete Cidades;

Ceará: APA Serra da Ibiapaba;

Paraíba: RPPN Tamanduá¹¹⁴⁴;

Bahia: APA do Rio Preto;

Goiás/Bahia: APA das Nascentes do Rio Vermelho;

Goiás: PARNA das Emas⁸, PE da Serra de Caldas Novas;

Goiás/Distrito Federal: APA da Bacia do Rio Descoberto, APA de Cafuringa;

Distrito Federal: PARNA de Brasília, APA Gama-Cabeça de Veado, APA da Bacia do Rio São Bartolomeu, APA do Planalto Central;

Mato Grosso: ESEC da Serra das Araras;

Minas Gerais: PARNA da Serra do Cipó.

Pesquisas

Necessárias

- Realização de novos inventários em regiões pouco conhecidas no Cerrado;
- Revisão taxonômica de exemplares provenientes da Caatinga;
- Continuidade dos estudos de radiotelemetria, ecologia e genética da espécie;
- Monitoramento continuado das alterações ambientais no entorno das áreas protegidas.



Lonchorhina aurita Tomes, 1863

Rita de Cássia Surrage Medeiros, Isabel Sbragia, Fabricio Escarlante-Tavares & Fernanda Voietta Pinna

Ordem: Chiroptera
Família: Phyllostomidae

Nome comum: morcego



Foto: Roberto L. M. Novaes

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A3c

Justificativa

Lonchorhina aurita possui ampla distribuição, com registros do México ao sudeste do Brasil. No entanto, é uma espécie rara, representada por poucas localidades ao longo de sua distribuição. Possui uma associação restrita a ambientes cavernícolas, utilizados como abrigo. Mudanças recentes na legislação brasileira aumentaram a pressão sobre os ambientes cavernícolas, projetando uma perda e degradação expressiva destes *habitat*. Considerando a raridade da espécie, sua necessidade de ambientes cavernícolas e sua sensibilidade a alterações desses *habitat*, somado a degradação das cavernas, principalmente por atividades relacionadas à mineração, projeta-se um declínio populacional da espécie no Brasil de pelo menos 30% nos próximos 10 anos ou período maior do que 3 gerações. Portanto, *L. aurita* foi classificada como Vulnerável (VU), segundo o critério A3c.

Outras avaliações

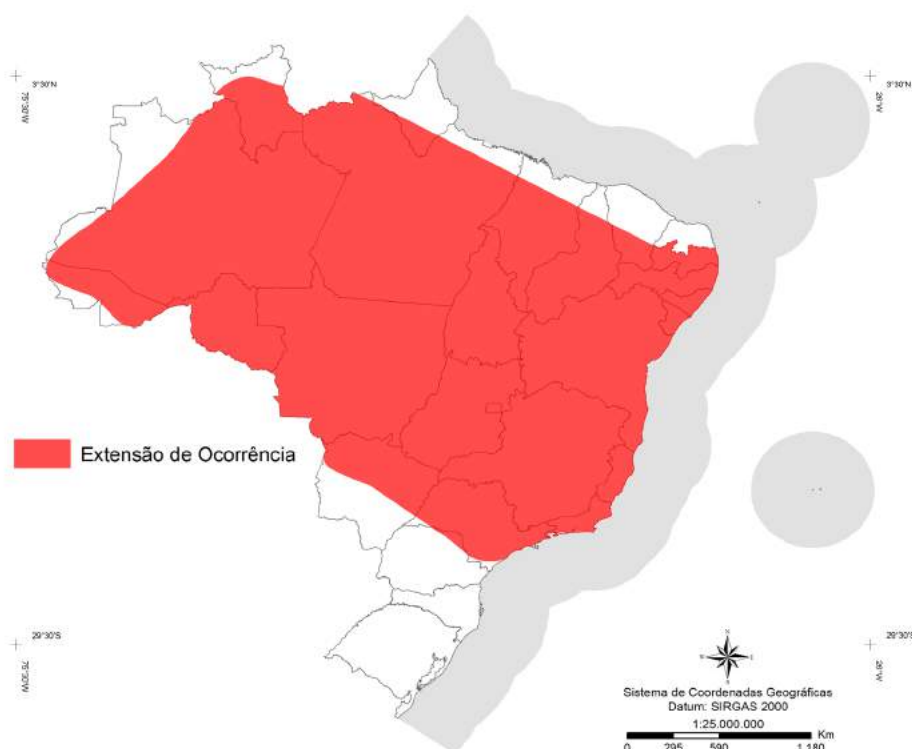
Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ^{2175a}	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

Lonchorhina aurita Tomes, 1863; *Lonchorhina occidentalis* H. E. Anthony, 1923; *Lonchorhina aurita occidentalis*: Linares & Naranjo, 1973.

Distribuição geográfica

Com localidade-tipo em Trinidad, essa espécie é encontrada do México ao sudeste do Brasil. Em território brasileiro foi observada em todos os biomas e apresenta registros na maior parte dos estados^{1275,1854,1856}.



História natural

L. aurita tem sido encontrada principalmente em áreas florestadas^{895,1778,1856}, embora também possa estar presente em áreas agrícolas e pastagens^{896,1856}. No Cerrado foi capturada em mata ciliar^{683,1856}. A ausência dessa espécie e de outras do mesmo gênero em diversos inventários realizados na Amazônia tem sido relacionada à escassez de cavernas, seu principal abrigo, em grande parte dessa região^{895,2409}.

Os dados reprodutivos disponíveis sugerem nascimentos ocorrendo no início da estação chuvosa^{1856,2442}.

População

Há poucos estudos populacionais específicos para *L. aurita*. Entretanto, a espécie pode ser localmente rara em áreas afastadas de formações rochosas e relativamente abundante em áreas cársticas^{683,1139,1237}. Há uma forte associação da espécie com cavidades naturais subterrâneas, que são utilizadas como abrigo, conforme evidenciado em diversos estudos.

Pesquisas realizadas durante quatro anos em uma caverna no Distrito Federal resultaram na captura de um elevado número de machos de *L. aurita*, o que indica a ocorrência de segregação sexual na espécie²⁹⁶.

Este conjunto de características torna a espécie particularmente sensível a perturbações. Após a publicação do Decreto nº 6.640 de 07 de novembro de 2008, que aumentou a pressão sobre seu *habitat* em função de atividades relacionadas à mineração, agravou consideravelmente a situação da espécie. Desta forma, considerando sua raridade, sua estreita associação com ambientes cavernícolas e sua sensibilidade a alterações no *habitat*, projeta-se um declínio populacional no Brasil de pelo menos 30% nos próximos 10 anos (período maior do que três gerações).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A destruição e degradação das cavernas por atividades de mineração representam as principais ameaças. A publicação do Decreto nº 6.640 de 07 de novembro de 2008 abriu a possibilidade de suprimir cavidades naturais subterrâneas. Portanto, o Decreto, na prática, reduziu a proteção das cavernas



brasileiras e consequentemente, das subpopulações de espécies de morcegos que são dependentes destes *habitat* e podem ser localmente extintas pela destruição de seus abrigos. Outras ameaças incluem loteamentos residenciais nas imediações de áreas cársticas com presença de cavernas, supressão da vegetação em torno de cavernas, visitação desordenada e outras obras de infraestrutura que impliquem em impactos em cavernas ou na supressão de ambientes associados a áreas cársticas.

Ações de conservação

Necessárias

Prever a inclusão da espécie em estudos de impacto ambiental de empreendimentos que envolvam cavernas ou áreas cársticas com potencial de ocorrência da espécie, inserir nos planos básicos ambientais de atividades de mineração o monitoramento de populações de *L. aurita* em localidades aonde seja evidenciada a presença da espécie e incluir ações de proteção para a espécie como medida mitigadora em empreendimentos que envolvam áreas cársticas.

Também é indicado a adoção de medidas para proteção do *habitat*, incluindo criação de unidades de conservação, em áreas impactadas por atividades de mineração e com registros de ocorrência da espécie.

Presença em unidades de conservação

Acre: PARNA da Serra do Divisor;

Amazonas: PARNA da Amazônia;

Roraima: ESEC de Maracá;

Pará: RPPN Tibiriçá;

Paraíba: REBIO Guaribas;

Alagoas: APA de Muricí;

Bahia: PARNA da Chapada Diamantina, RPPN Fazenda São João, RPPN Fazenda Arte Verde, RPPN Salto Apepique;

Goiás: APA Nascente do Rio Vermelho;

Distrito Federal/Goiás: APA da Cafuringa;

Distrito Federal: APA do Planalto Central, APA da Bacia do Rio São Bartolomeu, REBIO da Contagem, PARNA de Brasília;

Espírito Santo: RPPN Fazenda Sayonara;

Minas Gerais: RPPN Vila Amanda;

Rio de Janeiro: RPPN Rio das Pedras, PE Cunhambebe;

São Paulo: APA Serra do Mar, APA Quilombos do Médio Ribeira, ESEC Jureia-Itatins.

Pesquisas

A maior parte das informações disponíveis sobre a espécie resulta de registros esporádicos e inferências a partir de espécies proximamente relacionadas. Neste sentido, é necessário a realização de estudos direcionados a uma melhor compreensão da biologia, ecologia e dinâmica populacional da espécie com foco no monitoramento das populações já registradas. É necessário também o investimento em estudos para compreender a relação da espécie com impactos antrópicos e investigar medidas mitigadoras adequadas sua conservação.



Xeronycteris vieirai Gregorin & Ditchfield, 2005

Marcelo Rodrigues Nogueira, Adriano Lúcio Peracchi, Fabricio Escarlante-Tavares & Fernanda Voietta Pinna

Ordem: Chiroptera

Família: Phyllostomidae

Nome comum: morcego



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4c

Justificativa

Xeronycteris vieirai é endêmica da Caatinga e conhecida de apenas cinco registros de ocorrência. Ocorre apenas em *habitat* fragmentados historicamente e que continuam submetidos a pressão antrópica, decorrente principalmente de atividades agropecuárias. Considerando as prováveis especificidades de *habitat* da espécie (afloramentos de calcários com vegetação hiper-xerofítica) e dieta (nectarivoria), e que a Caatinga na área de distribuição da espécie encontra-se bastante reduzida e fragmentada, ocorrendo redução de recursos alimentares e de abrigos para morcegos nectarívoros, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 30% no período das três últimas gerações. Portanto, *X. vieirai* foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério A4c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: VU
Avaliação global ²¹⁷⁶	DD

Notas taxonômicas

Gênero e espécie descritos recentemente. O táxon é conhecido de poucos espécimes e variações nos caracteres ainda precisam ser descritas.

Distribuição geográfica

Há apenas cinco registros da espécie, todos na Caatinga. *Xeronycteris vieirai* foi registrada em Soledade (PB), Cocorobó (BA)⁸⁵⁹, Orocó (PE) e Canindé de São Francisco (SE)⁹⁴. Mais recentemente, Nogueira *et al.*¹⁵⁴³ registraram a ocorrência da espécie no município de Jaíba, norte de Minas Gerais. Estes autores também excluem o registro de Exu (PE), que foi erroneamente baseado em um espécime de *Lonchophylla mordax*.



História natural

Detalhes dos sítios de captura não estão disponíveis para as localidades publicadas. A espécie foi registrada em afloramentos de calcário com vegetação hiper-xerófica, cercada por Caatinga arbórea (Nogueira *et al.*, dados não publicados). Não há registros de dieta, mas a morfologia, incluindo redução na superfície de oclusão dentária, indica especialização em néctar.

População

Espécie rara nas localidades onde tem sido evidenciada. Apenas sete indivíduos são conhecidos para as cinco localidades, o que sugere que a espécie ocorra em baixas densidades populacionais.

Não existem estudos populacionais para a espécie. Entretanto, tem sido observada uma relação clara entre a disponibilidade de recursos e abrigos com o tamanho populacional de diversas espécies de quirópteros, particularmente nas savanas neotropicais como o Cerrado e a Caatinga¹⁶. Desta forma, modificações no ambiente resultam em alterações na abundância e na composição das quiropterofaunas locais ou até mesmo regionais^{453,1098}. Sabe-se ainda que a resposta das espécies à perturbação é relacionada à sua capacidade de explorar recursos alternativos, permanente ou temporariamente¹⁰⁹⁸. Na subfamília Glossophaginae, há um grande número de espécies altamente especializadas¹⁸⁵⁶ e, embora muitas espécies deste grupo tolerem certo grau de fragmentação, podendo em alguns casos se beneficiarem dos impactos antropogênicos, quanto maior as restrições alimentares, mais sensíveis são as espécies a modificações no ambiente¹⁰⁹⁸.

Assim, considerando as prováveis especificidades de *habitat* (afloramentos de calcários com vegetação hiper-xerófica) e dieta (nectarivoria)^{1544,1545}, e que a Caatinga na área de distribuição da espécie encontra-se bastante reduzida e fragmentada, tendência que deve permanecer no futuro, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 30% no período de três gerações.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda e a degradação do *habitat* representam as principais ameaças. De acordo com o monitoramento



do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite¹⁴⁴⁹, até o ano de 2008 a Caatinga teve a sua vegetação suprimida em 45,39%.

A região de ocorrência da espécie sofre forte pressão antrópica, principalmente por atividades agropecuárias. As áreas de afloramento calcário e caatingas arbóreas já sofreram grande redução e encontram-se altamente fragmentadas.

Ações de conservação

Em função do conhecimento limitado que se tem sobre aspectos biológicos da espécie, ações de pesquisa devem ser tomadas como ponto de partida para a definição de ações de conservação que sejam efetivas.

Os processos de licenciamento de empreendimentos que afetem afloramentos calcários devem considerar levantamentos faunísticos que enfatizem esforços para detecção da espécie e o monitoramento das populações identificadas.

Deve-se ainda, adotar estratégias de preservação do *habitat* da espécie, incluindo a criação de unidades de conservação e atividades de educação ambiental, visando sensibilizar as populações locais para a importância ecológica da espécie e sua conservação.

Presença em unidades de conservação

Não há registro da espécie em unidade de conservação.

Pesquisas

São necessárias amostragens intensivas em áreas de afloramento de calcário na Caatinga, principalmente aquelas com remanescentes de caatinga arbórea, o que poderá esclarecer aspectos essenciais da história natural da espécie. Como se trata de espécie relativamente rara, esses estudos devem ter caráter de média ou longa duração.

Entre as prioridades devem-se considerar estudos populacionais e esforços voltados a esclarecer a potencial relação da espécie com afloramentos calcários, se a relação com afloramentos de calcário for comprovada, a proteção desse tipo de *habitat* é medida essencial para sua conservação.

***Eptesicus taddeii* Miranda, Bernardi & Passos, 2006**

Fernanda Voietta Pinna, Enrico Bernard & Fabricio Escarlate-Tavares

Ordem: Chiroptera

Família: Vespertilionidae

Nome comum: morcego





Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A4c; B2ab(i,ii,iii)

Justificativa

Eptesicus taddeii possui distribuição restrita, conhecida atualmente apenas para a porção sul da Mata Atlântica, com a maioria dos registros em Floresta de Araucária. Os registros da espécie apontam sua associação com florestas primárias ou em regeneração. Ao longo da distribuição da espécie estes ambientes ou são escassos ou estão sob pressão, principalmente por atividades agropecuárias. A perda de *habitat* na sua região de ocorrência chega a 64%, podendo ser maior e devendo continuar no futuro. A área de ocupação estimada para a espécie é inferior a 2.000 km² e a população está severamente fragmentada. Considerando a perda de *habitat* no prazo de 20 anos, tempo estimado para três gerações, a redução populacional deve ser maior que 30%. Portanto, *E. taddeii* foi categorizada como Vulnerável (VU), pelos critérios A4c; B2ab(i,ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global	Não consta

Notas taxonômicas

Em função da alta semelhança morfológica entre *E. taddeii* e *E. brasiliensis*, é provável que amostras de *E. taddeii* tenham sido identificadas erroneamente em coleções zoológicas como *E. brasiliensis*. Este fato foi comprovado por Miranda *et al.*¹⁴³² em análises dessas espécies nas coleções do Museu de Zoologia da USP (MZUSP) e do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (DZUP). Segundo o autor, faz-se necessária uma revisão geral da espécie.

Distribuição geográfica

Eptesicus taddeii foi descrita em 2006 com base em exemplares provenientes de São Paulo, Paraná e





Santa Catarina. Sua localidade-tipo é a Fazenda Monjolo no distrito de São Luiz do Purunã, em Balsa Nova no Paraná¹⁴³². Atualmente a espécie apresenta registros em 12 localidades, sendo uma no Rio Grande do Sul, duas em Santa Catarina, seis no Paraná e três em São Paulo¹⁴³¹.

A extensão de ocorrência, calculada pelo mínimo polígono convexo, é de aproximadamente 179.221,51 km².

População

Não há informações populacionais. Porém, considerando a perda de *habitat* passada e a degradação projetada para o futuro, suspeita-se um declínio populacional de pelo menos 30% no período de 20 anos (período de três gerações).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Embora possua ampla distribuição, a sobreposição com o mapa de remanescentes florestais da Mata Atlântica⁸⁰⁴, indica que em sua extensão de ocorrência restam aproximadamente 36% de fragmentos florestais. Desta forma, 64% da cobertura florestal original na área de distribuição conhecida da espécie já foram perdidos, sendo a área remanescente altamente fragmentada e circundada por matrizes agrícolas dominadas por monoculturas. Os registros de ocorrência da espécie apontam sua associação com florestas primárias ou em regeneração, e na área de ocorrência estes ambientes ou são escassos ou estão sob pressão, principalmente por atividades agropecuárias. A tendência de perda e degradação de *habitat* deve continuar no futuro. Somando a área de floresta nas localidades de ocorrência conhecida da espécie, sua área de ocupação é estimada em menos de 2.000 km².

Ações de conservação

São recomendadas a elaboração de plano de ação específico, suporte às unidades de conservação com ocorrência da espécie, ampliação do número e área das RPPN na área de ocorrência.

Presença em unidades de conservação

São Paulo: PE Turístico do Alto Ribeira, APA Cananeia-Iguape-Peruíbe, APA Estadual Corumbataí-Botucatu-Tejupá Perímetro Botucatu (oficina de avaliação);

Paraná: PE de Campinhos, APA Estadual da Escarpa Devoniana.

Pesquisas

Melhor detalhamento da distribuição da espécie, bem como produção de informações sobre a biologia e ecologia básicas da espécie, estimativas de abundância baseadas em análise de sinais de ecolocalização, pressões e ameaças diretas.



Cavia intermedia Cherem, Olimpio & Ximenez, 1999

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Caviidae

Nome comum: preá



Foto: Nina Fumari

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) B1ab(iii)+2ab(iii); D

Justificativa

Cavia intermedia é endêmica do Brasil, ocorrendo exclusivamente em Santa Catarina, na maior ilha do Arquipélago Moleques do Sul, que possui área aproximada de 10 ha. A população foi estimada em 42 indivíduos. O uso público da ilha de Moleques do Sul constitui a principal ameaça à espécie. Apesar do arquipélago já estar protegido legalmente pelo PE da Serra do Tabuleiro, o uso da ilha ainda é muito frequente por pescadores e aventureiros como local de acampamento e pesca. Além disso, já foi relatada a introdução de cabras domésticas e incêndios de origem antrópica. Portanto, a espécie é categorizada como Criticamente em Perigo (CR), pelos critérios B1ab(iii)+2ab(iii); D.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁵	Santa Catarina: CR
Avaliação global ⁴¹⁷	CR D

Distribuição geográfica

A espécie é exclusivamente encontrada em Santa Catarina, na maior das ilhas que compõem o Arquipélago Moleques do Sul, que possui área aproximada de 10 ha. Geralmente observada vivendo em manchas de recurso alimentar e de abrigo, não ocupando o arquipélago como um todo. Cada mancha é ocupada por uma agregação distinta, e ocasionalmente alguns indivíduos são vistos em mais de uma mancha. Existe dispersão de machos jovens entre manchas de recurso e entre regiões dentro de uma mesma mancha^{2005,2006}.



História natural

Cavia intermedia tem tamanho intermediário entre *Cavia aperea* e *C. magna* com comprimento de cabeça e corpo de 270 a 310 mm⁴²⁴. A pelagem é densa e hispida, o dorso varia de castanho-escuro, homogêneo, a cinza-claro, com tons amarelado, o ventre é branco-amarelado ou ocráceo¹⁵⁷⁹. O cariótipo, segundo Gava *et al.*⁸²⁷, é $2n = 62$, $FN = 112$. A população da espécie apresenta níveis baixíssimos de diversidade genética¹⁰⁵¹.

A espécie ocorre unicamente na ilha Moleques do Sul, que é ocupada por maciços de arbustos cercados por grandes áreas cobertas por herbáceas. Tem hábito alimentar herbívoro generalista: apesar de apresentar preferências alimentares por certas plantas, a espécie tem grande flexibilidade na escolha da dieta e é capaz de se adaptar às condições de oferta e variedade do recurso alimentar, de acordo com o local e época do ano⁸⁰⁵.

População

Em 2006, o tamanho populacional médio estimado para essa espécie foi de apenas 42 ± 10 indivíduos, resultando numa densidade de quatro indivíduos por hectare²⁰⁰⁵. Em 2011, a população continua com um tamanho extremamente reduzido, com menos de 100 indivíduos⁸⁰⁵. O tamanho da área de vida é de aproximadamente 0,17 ha, se considerada a área total da ilha²⁰⁰⁵. Se considerada as áreas de maior concentração de preás, a densidade é de 55 indivíduos por hectare²⁰⁰⁵. Existe um aumento no tamanho da população nos meses mais quentes e chuvosos, provavelmente em decorrência do nascimento de filhotes nesses meses⁸⁰⁵. Os estudos de Salvador & Fernandez²⁰⁰⁵ e Furnari⁸⁰⁵ apontam para a existência de flutuações na população ao longo do ano e possivelmente entre os anos, mas não há evidência de redução contínua do tamanho da população, o que já teria levado a espécie à extinção.

Tendência populacional: estável.

Ameaças

O uso público da ilha de Moleques do Sul constitui a principal ameaça à espécie¹⁵⁶⁷. Apesar do arquipélago já estar protegido legalmente pelo PE da Serra do Tabuleiro, o uso público da ilha ainda é muito frequente por pescadores e aventureiros como local de acampamento e pesca¹⁵⁶⁷. Além dessa



ameaça, já foi relatada a introdução de cabras domésticas, *Capra hircus*, e incêndios de origem antrópica¹⁵⁶⁷.

Ações de conservação

A preservação do *habitat* é uma das opções mais efetivas para a conservação da espécie¹⁵⁶⁷. A princípio, garantir a intangibilidade da ilha de Moleques do Sul deve ser prioridade em relação a outras opções de manejo¹⁵⁶⁷.

Presença em unidades de conservação

Santa Catarina: PE Serra do Tabuleiro⁸⁰⁵.

Pesquisas

As principais pesquisas envolvendo a espécie são relativas a comportamento e organização social⁸⁰⁵, história evolutiva e diversidade genética¹⁰⁵¹, dinâmica populacional²⁰⁰⁵ e reprodução²⁰⁰⁶.

Kerodon acrobata Moojen, Locks & Langguth, 1997

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Caviidae

Nome comum: mocó



Foto: Alexandre de Souza Portella

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B1ab(iii,v)

Justificativa

Kerodon acrobata tem uma distribuição restrita ao cerrado do sudeste de Tocantins e nordeste de Goiás, tendo uma extensão de ocorrência de aproximadamente 7.300 km². É uma espécie dependente de afloramentos rochosos calcários, principalmente ameaçados por atividades de mineração, e de matas semidecíduais no entorno destes afloramentos, ameaçadas por atividades agropecuárias, que causam uma fragmentação severa de sua população. Atualmente a espécie está presente em apenas uma unidade



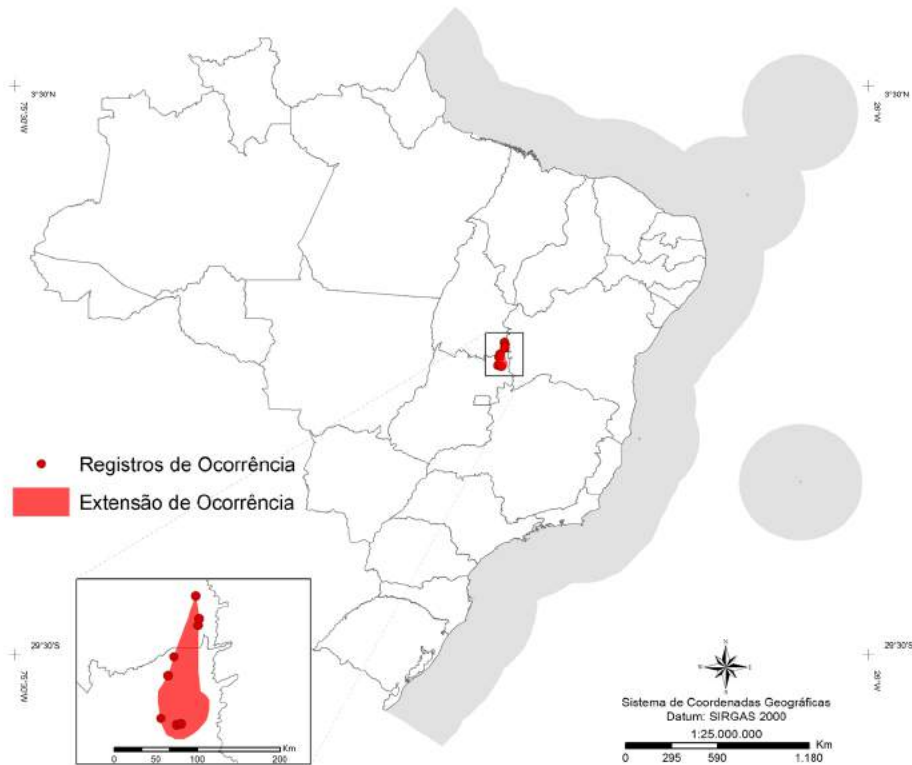
de conservação de Proteção Integral, o PE de Terra Ronca. Sofre intensa pressão de caça devido ao seu tamanho grande e pela qualidade de sua carne. Portanto foi categorizado como Vulnerável (VU), pelo critério B1ab(iii,v).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ^{1/128}	DD

Distribuição geográfica

A espécie ocorre nos estados de Goiás¹⁴⁶³ e Tocantins. Exemplares foram coletados em Campos Belos, Guarani de Goiás, Nova Roma e São Domingos²⁰⁵. Recentemente também foram coletados quatro indivíduos no município de Monte Alegre de Goiás, na Fazenda Água Doce. Um foi tombado na Coleção de Mamíferos da Universidade de Brasília e o outro ainda será tombado (A. Portella obs. pess., 2013). O indivíduo a ser tombado na UnB foi confiscado de caçador que invadiu a propriedade e já havia matado dois indivíduos da espécie. Os outros dois serão tombados na Universidade Federal de Viçosa. A espécie também ocorre em Tocantins, onde foram coletados dois indivíduos no município de Aurora do Tocantins, um na Fazenda Asa Branca, tombado na Coleção de Mamíferos da UnB²⁴⁵⁵ e outro na Fazenda São Domingos, a ser tombado na mesma instituição. Dados não publicados, coletados para a tese de doutorado de Alexandre de Souza Portella (PPG em Ecologia – UnB) indicam que a espécie também ocorre no município de Taguatinga (observação direta e de fezes em latrinas) e entrevistas com moradores locais sugerem que a espécie também ocorra nos municípios de Novo Alegre e Combinado. Uma fêmea coletada no município de Ponte Alta do Bom Jesus (a ser tombado na Coleção de Mamíferos da UnB) possui coloração marrom-avermelhada, se tratando aparentemente, de *Kerodon* cf. *rupestris*. Caso isto se confirme, Taguatinga do Tocantins pode ser o limite norte da distribuição de *K. acrobata*. Embora seja facilmente registrada ao longo de grande parte de sua distribuição, por meio de observações diretas, resposta ao uso de *playback* de sua vocalização e localização de fezes em latrinas, esta espécie





é muito difícil de ser capturada viva, com um sucesso de captura de 0,45%¹⁷⁷⁷. Já foi encontrada no PE Terra Ronca (A. Portella obs. pess., 2013). A extensão de ocorrência da espécie foi estimada em aproximadamente 7.300 km².

História natural

A espécie é de tamanho grande de 800 a 1.100 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento de corpo e cabeça 384 a 410 mm¹⁴⁶³. Dados não publicados, coletados para a tese de doutorado de Alexandre de Souza Portella (PPG em Ecologia – UnB) indicam que o peso dos indivíduos adultos pode chegar a 1.450 g. A cauda é atrofiada. A pelagem é densa e macia. A coloração geral é amarelo-acinzentada ou alaranjada, tracejada com pelos brancos e pretos, com tom mais amarelado nas partes posteriores. A superfície ventral é branco-amarela, sendo os pelos da garganta totalmente brancos. A parte posterior da coxa e das patas é castanha. As patas posteriores possuem três dedos. Possuem os tubérculos plantares bastante desenvolvidos, garras rombudas e curtas, cobertas com pelos ungueais longos^{251,1579}. A espécie tem hábito terrestre, habita áreas de Cerrado *sensu stricto* e florestas sazonalmente secas associadas a afloramentos rochosos, principalmente calcários^{205,1579}. A dieta é herbívora¹⁶⁴⁴.

População

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Kerodon acrobata sofre intensa pressão de caça devido ao seu tamanho grande e pela qualidade de sua carne, além de sofrer ameaças pela perda do seu *habitat*²⁰⁵ para atividades agropecuárias e de mineração e destruição dos afloramentos rochosos. Incêndios de origem antrópica podem causar declínios populacionais, caso a vegetação que serve de alimento seja toda consumida. É caçada ao longo de toda a sua distribuição conhecida (A. Portella, obs. pess., 2013). A espécie é dependente das matas semidecíduas associadas ao entorno dos afloramentos rochosos.

Relatos não confirmados de moradores de Taguatinga do Tocantins apontam mortalidade relacionada a uma “febre”. Não existem informações sobre a dispersão, ou isolamento e sobre a variabilidade genética das populações encontradas nos afloramentos rochosos ao longo de sua distribuição.

A espécie é comercializada ilegalmente, através da contratação de caçadores, que chegam a coletar até 15 indivíduos em um único dia, de acordo com relatos de moradores de Monte Alegre de Goiás e Taguatinga do Tocantins. Nesse último município, existem afloramentos rochosos onde a espécie não é mais encontrada.

Presença em unidades de conservação

Goiás: PE de Terra Ronca.

Existe a possibilidade da criação de outro PE em Goiás, o da Serra da Prata, que abrangeria outra população da espécie. No Tocantins, não existem atualmente unidades de conservação que viabilizem sua proteção.



Kerodon rupestris (Wied-Neuwied, 1820)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia
Família: Caviidae

Nome comum: mocó



Foto: Whaldener Endo

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2d

Justificativa

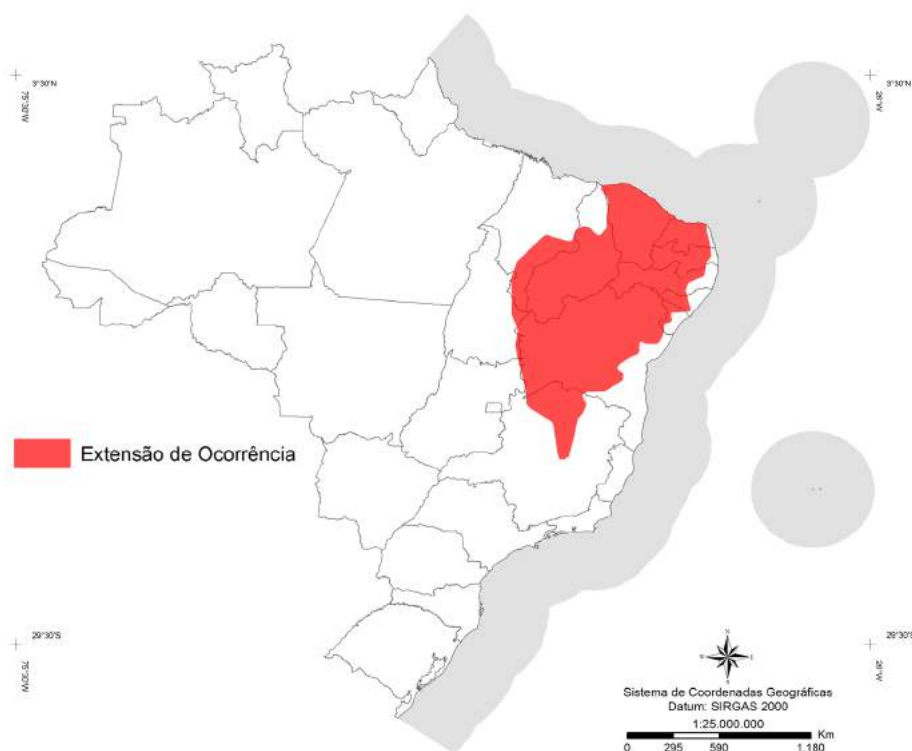
Kerodon rupestris apresenta ampla distribuição no nordeste do Brasil e norte de Minas Gerais. É associada a afloramentos rochosos e sofre intensa pressão de caça, que desde a década de 1970 já é apontada como responsável pelo declínio populacional da espécie. Embora não existam dados demográficos de longo período, trabalhos em campo realizados ao longo de toda a área de distribuição da espécie têm verificado um drástico declínio populacional, com várias extinções locais verificadas, ao longo dos últimos dez anos. Este declínio, devido principalmente à caça e destruição de afloramentos rochosos, pode ter sido agravado pela seca extrema dos últimos anos. Desta forma, suspeita-se que houve um declínio populacional de pelo menos 30% nos últimos dez anos. Este declínio não cessou. Por estas razões, *Kerodon rupestris* foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério A2d.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ⁴⁰⁰	LC

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo nos estados do Piauí, Ceará, Maranhão, Rio Grande do Norte, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Bahia e Minas Gerais, sendo tipicamente associada à Caatinga¹⁵⁷⁹ mas ocorrendo em Diamantina (MG).



História natural

Os animais da espécie são grandes, de 700 a 900 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento de corpo e cabeça de 384 a 410 mm¹⁴⁶³ e cauda atrofiada. A pelagem é densa e macia. A coloração geral é amarelo-acinzentada ou alaranjada, tracejada com pêlos brancos e pretos, com tom mais amarelado nas partes posteriores. A superfície ventral é branco-amarela, sendo os pêlos da garganta totalmente brancos. A parte posterior da coxa e das patas é castanha. As patas posteriores possuem três dedos. Possuem os tubérculos plantares bastante desenvolvidos, garras rombudas e curtas, cobertas com pêlos ungueais longos^{251,1579}.

A espécie tem hábito terrestre, ocorrendo nas formações rupestres da Caatinga e de áreas de Cerrado *sensu stricto*^{205,1122,2211}. A dieta é herbívora¹⁶⁴⁴. Existe uma informação antiga de 1968, de que nidificam também em ocos de árvores quixabeiras em Quixaba, PE¹⁰⁵².

População

As populações de *Kerodon rupestris* eram relatadas como muito abundantes antigamente, mas atualmente a espécie é encontrada apenas em unidades de conservação e áreas particulares protegidas ou locais de difícil acesso. Embora não existam dados demográficos de longo período, trabalhos em campo obtidos ao longo de toda a área de distribuição da espécie têm verificado um drástico declínio populacional ao longo dos últimos dez anos, com várias extinções locais verificadas. Este declínio, devido principalmente à caça e destruição de afloramentos rochosos, pode ter sido agravado pela seca extrema dos últimos anos (G. Lessa, M.L. Reis, J. Alves de Oliveira, P.H. Asfora & A.M. Almeida, obs. pess., 2013).

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A espécie sofre intensa pressão de caça devido ao seu tamanho grande e pela qualidade de sua carne¹⁵⁷⁹. Karimi *et al.*¹⁰⁵² já citam a pressão de caça sobre esta espécie e o declínio populacional resultante. Esta pressão ainda causa declínio populacional, já que a espécie não é mais encontrada ou apresenta populações extremamente reduzidas fora de áreas protegidas. Sendo sempre associada a afloramentos rochosos, a mineração de calcário e a construção de estradas, responsáveis pela destruição em grande



escala destes afloramentos, também representam ameaças importantes à espécie.

Presença em unidades de conservação

Piauí: PARNA Serra da Capivara;

Ceará: PARNA de Ubajara⁸⁸⁴;

Minas Gerais: PARNA das Sempre Vivas¹¹⁴⁵.

Pesquisas

A espécie tem sido utilizada em pesquisas de caráter bioquímico¹²⁵¹ e morfo-fisiológico^{1195,2464}.

***Akodon mystax* Hershkovitz, 1998**

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-do-chão-do-caparaó



Foto: Pablo Rodrigues Gonçalves

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) D2

Justificativa

Akodon mystax é endêmico do Brasil, conhecido somente na localidade-tipo, PARNA do Caparaó, em área de altitude elevada, acima de 1.800 m. A espécie ocorre em apenas uma localização. A área recebe constantemente visitação estando sujeita a incêndios antropogênicos. Além disso, por ser apenas uma população está sujeita a eventos estocásticos como epizootias ou mudanças ambientais. Estas são ameaças plausíveis que poderão levar a espécie à categoria de Criticamente em Perigo ou Extinta em futuro próximo. Desta forma, a espécie foi classificada como Vulnerável (VU) pelo critério D2.



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ⁴⁴⁶	DD

Distribuição geográfica

A espécie é conhecida somente na localidade-tipo, PARNA do Caparaó, em zonas altitudinais elevadas, acima de 1.800 m, no limite entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo⁹²⁶. Sua área de ocupação é estimada em 25 km², calculada pela área ocupada por campos de altitudes acima de 1.800 m nos cumes e altiplanos da Serra do Caparaó.



História natural

A espécie ocorre em campos de altitude da Serra do Caparaó, no PARNA do Caparaó, apresentando maiores densidades em zonas altitudinais acima de 2.100 m, onde habita touceiras compostas pelo bambú-andino, *Chusquea* spp. e por capim, *Cortadeira* spp.^{251,838}. Dados sobre sua reprodução se restringem à observação de uma fêmea com quatro embriões¹⁶⁶⁷. *Akodon mystax* representa uma das espécies de mamíferos endêmicas aos campos de altitude brasileiros, sem parentescos próximos com espécies de zonas altitudinais adjacentes ou de formações florestais da Mata Atlântica. A distribuição restrita desta espécie sugere sua baixa capacidade de dispersão por zonas altitudinais inferiores e sua especialização aos climas úmidos e frios dos campos de altitude⁸³⁸. Levantamentos feitos no PARNA do Itatiaia haviam identificado a ocorrência de *A. mystax* entre os roedores restritos aos campos de altitude⁸²⁹, mas estudos posteriores demonstraram se tratar de uma outra espécie, *A. paranaensis*⁸³⁸. Possui tamanho pequeno a médio, aproximadamente 16 a 25 gramas¹⁶⁴⁴, comprimento da cauda pouco menor do que o do corpo e comprimento de cabeça e corpo de 66 a 101 mm. Coloração do dorso geralmente castanho-acinzentada, com limite pouco definido em relação à coloração do ventre, que é branco-acinzentada, com as bases dos pelos acinzentadas. Orelhas grandes, pouco pilosas. Superfície superior das patas cinza-claro. Cauda



pilosa e bicolor, com pelos dorsais escuros e ventrais mais claros. Quatro pares de mamas: peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal^{251,1579}.

População

A espécie é comum onde ocorre, sendo o pequeno mamífero mais abundante acima de 2.400 m de altitude²⁴⁰.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A única área conhecida onde a espécie ocorre recebe visitação constante e está sujeita a incêndios antropogênicos²⁰⁰³. Tendo em vista sua dimensão reduzida, esta única área de ocorrência da espécie pode ser totalmente destruída, representando, portanto, uma localização no sentido utilizado pela IUCN.

Ações de conservação

Devem ser priorizadas medidas de prevenção e controle rápido de incêndios nas zonas altitudinais mais elevadas do PARNA do Caparaó, resguardando a maior porção possível de *habitat* original na área de ocorrência da espécie.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais/Espírito Santo: PARNA do Caparaó.

Pesquisas

Desde sua descrição, a espécie foi alvo de poucos estudos, quase todos voltados para sua sistemática, genética e biogeografia^{247,838,1666}, e aspectos básicos de sua história natural permanecem ainda não investigados. Deste modo, são necessários mais estudos focados na dinâmica populacional e reprodução da espécie, monitorando flutuações populacionais e testando suas possíveis correlações com mudanças ambientais naturais e antropogênicas. Um maior esforço de inventários deve ser direcionado a localidades com campos de altitude pouco contempladas por levantamentos mastofaunísticos, com o intuito de localizar populações adicionais da espécie.



Cerradomys goytaca Tavares, Pessôa & Gonçalves, 2011

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia
Família: Cricetidae

Nome comum: rato-goytacá



Foto: Pablo Rodrigues Gonçalves

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(i,ii,iii)

Justificativa

Cerradomys goytaca é endêmica do Brasil, encontrada exclusivamente em restingas atualmente descontínuas no litoral norte do estado do Rio de Janeiro e no litoral sul do estado do Espírito Santo. Sua extensão de ocorrência, portanto, é restrita, calculada em 2.200 km². Boa parte das restingas ocupadas pela espécie sofre intensa pressão pela expansão urbana e industrial, e pela conversão de formações naturais de restingas e matas semidecíduais em áreas para atividades agropastoris. Estima-se que este conjunto de atividades afete aproximadamente 40% da extensão de ocorrência da espécie, e a previsão é de que esses empreendimentos acarretem declínio da extensão de ocorrência, área de ocupação e qualidade do *habitat*. Desta forma, a espécie é classificada como Em Perigo (EN) pelos critérios B1ab(i,ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global	Não consta

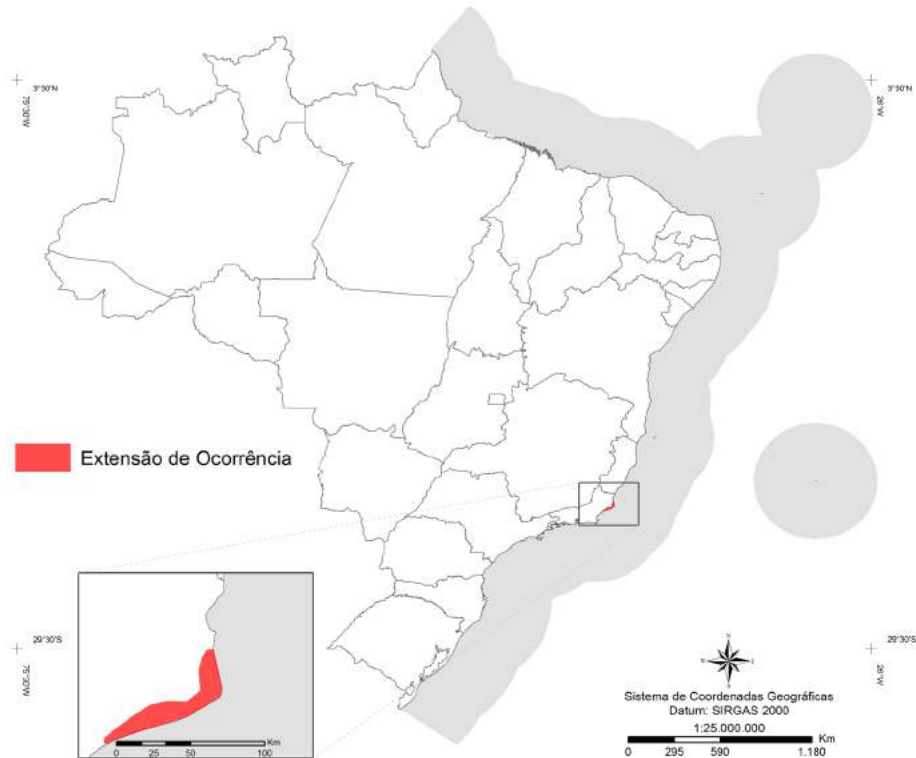
Outros nomes aplicados ao táxon

A espécie anteriormente foi referida como *Oryzomys subflavus*^{174,175} ou como *Cerradomys subflavus*^{869,1319,1823} em estudos ecológicos no PARNA da Restinga de Jurubatiba até o seu posterior reconhecimento e descrição como *Cerradomys goytaca* por Tavares *et al.*²²⁶¹.



Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, restrita às planícies arenosas do litoral norte do Rio de Janeiro e litoral sul do Espírito Santo²²⁶¹.



História natural

Cerradomys goytaca representa uma das poucas espécies de mamíferos endêmicas a restingas, e no PARNA da Restinga de Jurubatiba constitui o único roedor cricetídeo habitante da formação aberta arbustiva de *Clusia*, que se desenvolve nas partes mais áridas da planície arenosa de restinga. Nesta formação, a densidade deste roedor é limitada pela disponibilidade de ilhas de vegetação na formação arbustiva, sendo em geral baixa quando comparada com a densidade relativa de outros roedores cricetídeos em outras restingas. Bergallo *et al.*¹⁷⁴ reportaram uma densidade média de $1,04 \pm 1,09$ indivíduo por ilha de vegetação no PARNA da Restinga de Jurubatiba. Os indivíduos se abrigam no interior das ilhas de vegetação em meio à densa liteira ou à bromélias secas, também podendo construir ninhos ou utilizar a copa de árvores de *Clusia* graças ao certo grau de arborealidade evidenciado pela espécie²²⁶¹. A dinâmica populacional de *C. goytaca* é influenciada pelas chuvas, de modo que a estiagem do início da estação seca determina maiores taxas de sobrevivência e incrementos populacionais tardios, geralmente registrados ao final da estação seca. Apesar desta flutuação sazonal, a taxa média de sobrevivência de *C. goytaca* ao longo do ano é relativamente alta comparada a outros roedores em restingas e a reprodução ocorre em todas as estações climáticas. A longevidade máxima registrada em vida livre é de 18 meses. Ninhadas paridas em laboratório variaram de quatro a cinco filhotes e estes levaram pouco mais de 30 dias para alcançarem o tamanho corporal mínimo observado em indivíduos reprodutivos¹¹⁸². A espécie é hospedeira de ácaros laelapíneos, e as fêmeas são mais parasitadas do que os machos¹³¹⁹. Dentre os recursos alimentares consumidos por *C. goytaca*, destaca-se a palmeira-guriri ou juruba, *Allagoptera arenaria*, que possivelmente possui sua dispersão facilitada por este roedor devido ao seu hábito de enterrar sementes⁸⁶⁹. A espécie representa também o roedor cricetídeo mais predado por corujas *Tyto furcata* no PARNA da Restinga de Jurubatiba, constituindo 37,6% dos mamíferos predados por estas aves de rapina¹¹⁸³.



A espécie apresenta tamanho relativamente pequeno, com comprimento corporal de 116 a 166 mm e cauda pouco maior do que o corpo, de 130 a 181 mm. O dorso do corpo é laranja grisalho com marrom, com pelos relativamente curtos. A cabeça é acinzentada, principalmente em torno dos olhos e das bochechas. Ventre esbranquiçado, onde os pêlos são curtos, escassos, e de cor cinza-pálido. Cauda nitidamente bicolor, com os pelos ventrais despigmentados. Possui tufo de pêlos ungueais, garras raramente ultrapassando o comprimento das unhas. Fêmeas possuem quatro pares de mamas²²⁶¹.

População

A espécie é localmente abundante, ocorrendo em várias formações de vegetação da restinga, embora seja mais frequente na formação aberta arbustiva de ilhas de *Clusia* (Clusiaceae)^{175,2261}. O tamanho da população varia sazonalmente, com menores abundâncias durante a estação chuvosa (fevereiro) e maiores abundâncias ao final da estação seca (agosto)¹¹⁸².

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A região de restinga do estado do Rio de Janeiro está severamente ameaçada, devido à expansão das atividades petrolíferas da Bacia de Campos, atividades portuárias e do aumento da especulação imobiliária na área. A introdução de espécies exóticas, *Rattus rattus* e *Mus musculus*, também é uma ameaça, inclusive dentro do PARNA da Restinga de Jurubatiba, onde estas espécies têm sido reportadas¹¹⁸³. Fora do PARNA, na região do empreendimento do Porto do Açu, a área de restinga está sendo completamente descaracterizada, assim como na região da Barra do Furado. Além disso, a área de registro mais ao norte, na foz do rio Itabapoana (Praia das Neves), no Espírito Santo, também está sendo afetada pela construção de outro porto para a exportação de minério. Esses empreendimentos impactam aproximadamente 40% da extensão de ocorrência da espécie e não se encontram aliados à criação de unidades de proteção integral dos remanescentes de restingas nas fozes dos rios Paraíba do Sul e Itabapoana.

Presença em unidades de conservação

Rio de Janeiro: PARNA da Restinga de Jurubatiba²²⁶¹.

Pesquisas

A ecologia e dinâmica populacional da espécie têm sido estudadas no PARNA da Restinga de Jurubatiba desde 2004^{174,175,1182,1318,1319,1822}, constituindo uma das espécies-foco do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) que tem esta unidade de conservação como um de seus sítios. A espécie apresenta uma distribuição descontínua, com uma grande lacuna de ocorrência entre as fozes dos rios Paraíba do Sul e Itabapoana, e as implicações desta aparente disjunção para o nível de distinção genética entre populações devem ser investigadas. O status taxonômico destas populações e da própria espécie também devem ser reavaliados, especialmente tendo em vista as análises genéticas mais recentes que apontam uma baixa divergência genética entre *C. goytaca* e *C. subflavus*²⁴⁵.



Euryoryzomys lamia (Thomas, 1901)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-do-mato



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)

Justificativa

Euryoryzomys lamia é conhecida de quatro localidades, no oeste do estado de Minas Gerais e leste de Goiás, das quais duas apresentam atualmente vegetação bastante degradada. Em Anápolis e no PARNA Chapada dos Veadeiros a espécie foi bastante capturada, mas a vegetação desta primeira localidade já foi quase totalmente destruída não restando mais do que fragmentos de mata semidecidual. Na localidade-tipo, a vegetação descrita originalmente como floresta tropical, foi também muito alterada. Neste local, coletas recentes não registraram a espécie. Uma vez que as espécies de *Euryoryzomys* têm baixa resistência à fragmentação, é muito possível que a espécie não ocorra mais também na região de Anápolis. Desta forma, a extensão de ocorrência atual da espécie deve ser estimada utilizando apenas as duas localidades onde a mesma foi recentemente coletada: Mimoso de Goiás e Cavalcante. Esta extensão de ocorrência (EOO) é menor do que 500 km². A população da espécie está severamente fragmentada e continua sofrendo perda de qualidade de *habitat*. Portanto, *Euryoryzomys lamia* foi categorizado como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	DD*
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis e mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: CR
Avaliação global ¹⁷⁰⁴	EN A2c+3c

*Avaliada como *Oryzomys lamia*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Oryzomys lamia (Thomas, 1901).



Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, conhecida de quatro localidades: rio Jordão (localidade-tipo), no oeste do estado de Minas Gerais e mais três localidades no leste de Goiás: Anápolis, Chapada dos Veadeiros e Mimoso de Goiás²⁵². Em Anápolis e no PARNA Chapada dos Veadeiros a espécie foi bastante capturada, mas a vegetação desta primeira localidade já foi quase totalmente destruída não restando mais do que fragmentos de mata semidecidual. Na localidade-tipo a vegetação, descrita originalmente como floresta tropical²⁴²⁷ foi também muito alterada. Neste local, coletas recentes não registraram a espécie. Uma vez que as espécies de *Euryoryzomys* têm baixa resistência à fragmentação, é muito possível que a espécie não ocorra mais também na região de Anápolis. Desta forma, a extensão de ocorrência atual da espécie deve ser estimada utilizando apenas as duas localidades onde foram recentemente coletadas: Mimoso de Goiás e Cavalcante. Esta EOO é menor do que 500 km².



História natural

A espécie é de tamanho médio, com comprimento de cabeça e corpo 141 a 161 mm, cauda de 131 a 160 mm e peso de 40 a 85 gramas²⁴¹, cauda de comprimento maior ou similar ao do corpo. Coloração do dorso variando de castanho-escuro a castanho-avermelhada, com os pelos mais claros nas laterais, que são delimitadas em relação ao ventre esbranquiçado. Cauda pouco pilosa. Patas longas e estreitas, geralmente com a superfície superior recoberta de pelos claros. As fêmeas possuem quatro pares de mamas: peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal^{251,1579}. O cariótipo é igual a $2n = 58$, $FN = 82$ ²⁵².

A espécie tem hábito terrestre, sendo restrita a encaves de floresta semidecidual (duas das quatro localidades) e de cerrado (uma das quatro localidades)^{241,252}. Como as demais espécies do gênero, *E. lamia* pode apresentar baixa tolerância à fragmentação, ocorrendo em uma variedade de *habitat*, mas apenas em grandes manchas contínuas e desaparecendo em resposta à fragmentação. A dieta das espécies do gênero é frugívora-granívora¹⁶⁴⁴.

População

Não há informações populacionais, mas acredita-se que a população esteja declinando em decorrência da destruição de *habitat*¹⁷⁰⁴.



Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Das quatro localidades onde a espécie é conhecida, duas foram severamente degradadas (Anápolis e rio Jordão). Toda a região de ocorrência da espécie encontra-se atualmente bastante degradada, o que permite inferir um declínio populacional para esta espécie, em função da baixa tolerância das espécies do gênero à fragmentação.

Presença em unidades de conservação

Goiás: PARNA Chapada dos Veadeiros^{241,252}.

***Gyldenstolpia planaltensis* (Ávila-Pires, 1972)**

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae



Nome comum: rato-do-mato

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(iii,iv)

Justificativa

Gyldenstolpia planaltensis é endêmica do Brasil, conhecida somente de três registros: dois no Distrito Federal e um no Mato Grosso. Encontrada apenas em ambientes de campo limpo, provavelmente aqueles sazonalmente inundáveis, e associados a áreas úmidas ou corpos d'água, cuja área representa uma pequena fração da extensão de ocorrência da espécie, calculada em aproximadamente 7.500 km². Assumindo que o *habitat* da espécie ocupe até 5% desta área, a área de ocupação é estimada em 325 km². O último registro da espécie foi em 1995 em uma unidade de conservação, porém a espécie não foi mais encontrada desde então, mesmo com esforços de captura mais recentes, inferindo-se um declínio populacional continuado. As três subpopulações, que representam três localizações, estão distantes entre si, isoladas e sujeitas a alterações de *habitat* pela expansão agrícola e crescimento de área urbana no Cerrado. Portanto a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN) B2ab(iii,iv).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1662}	CR* A4c
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁶⁶²	EN* B1ab(iii)

*Avaliada como *Kunsia fronto*.

Outros nomes aplicados ao táxon

Kunsia fronto planaltensis Ávila-Pires, 1972.

Notas taxonômicas

A taxonomia do gênero *Kunsia* Hershkovitz, 1966 foi revisada por Pardiñas *et al.*¹⁶⁶⁵, que propuseram um novo gênero, *Gyldenstolpia*, para alocar *K. fronto* e suas subespécies. *Kunsia fronto planaltensis* foi elevada a categoria de espécie, sob a denominação *Gyldenstolpia planaltensis*.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do bioma Cerrado e foi registrada no Distrito Federal e no Mato Grosso²⁰⁶. O último registro, no Distrito Federal, é da década de 1990.



História natural

Comprimento de cabeça e corpo de aproximadamente 275 mm (Pardiñas & Bezerra, dados não publicados). Esta espécie possui hábito semifossorial. Encontrada apenas em ambientes de campo limpo, provavelmente aqueles sazonalmente inundáveis, e associados a áreas úmidas ou corpos d'água¹⁶⁶⁴, cuja área representa uma pequena fração da extensão de ocorrência da espécie, calculada em aproximadamente 7.500 km². Assumindo que o *habitat* da espécie ocupe até 5% desta área, a área de ocupação é estimada em 325 km².



População

O *status* de conservação da espécie é crítico, pois o *habitat* onde a espécie ocorre vem sendo continuamente alterado. São conhecidas três subpopulações: no DF, foi registrada em 1959 somente na localidade-tipo, no Jardim Zoológico e na década de 1990 na ESEC de Águas Emendadas; há ainda um registro no Mato Grosso sem localidade especificada, em 1960, e um registro em 1969 na Serra do Roncador (MT)^{206,1273}.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

Segundo Bezerra²⁰⁶, o conhecimento atual da espécie sugere que o seu estado de conservação é crítico. A espécie é conhecida a partir de apenas três subpopulações, com uma delas distante 525 km das outras duas, e os registros mais recentes da espécie foram feitos há quase 20 anos²⁰⁶. Atualmente, a maior ameaça à espécie é a alteração do *habitat* onde ocorre²⁰⁶. Há registros em uma área protegida onde da espécie não foi mais coletada, ESEC Águas Emendadas (DF), apesar dos esforços de captura. Portanto é possível que a espécie esteja ameaçada neste local, embora se trate de uma unidade de conservação, ou seja naturalmente rara em coletas com metodologias tradicionais.

Presença em unidades de conservação

Distrito Federal: ESEC de Águas Emendadas²⁰⁶.

Pesquisas

Áreas em que a espécie foi registrada deveriam ser reamostradas com o objetivo de tentar obter novos espécimes e, consequentemente, dados mais robustos sobre a ecologia, história natural e sistemática da espécie e do gênero.

Juscelinomys candango Moojen, 1965

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-candango



Foto: João Moojen Oliveira - MN/UFRJ



Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo, Possivelmente Extinta (CR-PEX) D

Justificativa

Juscelinomys candango é conhecida apenas para a localidade-tipo, a Fundação Zoobotânica de Brasília, Distrito Federal, que foi totalmente descaracterizada, e apesar de muitos esforços de coleta dessa espécie na natureza, nenhum indivíduo foi registrado desde 1960. Entretanto, a descoberta de duas espécies do mesmo gênero na Bolívia cria a expectativa de que a espécie ainda pode ser encontrada, sendo necessários mais esforços para a captura em áreas de Cerrado. Portanto a espécie foi categorizada como Criticamente em Perigo, Possivelmente Extinta (CR-PEX) pelo critério D.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1267,1450}	CR A1a
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹¹⁶⁷	EX

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, conhecida apenas para a localidade-tipo, a Fundação Zoobotânica de Brasília, Distrito Federal^{675,1465}. Apenas o material-tipo é conhecido de oito indivíduos, coletado em 1960.



História natural

A espécie tem tamanho médio de 90 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça de 128 a 155 mm¹⁴⁶⁵ e comprimento da cauda menor do que o do corpo. Pelagem do dorso castanho-alaranjada, fortemente tracejada de preto, especialmente na linha dorsal. Pelagem mais clara e uniforme nos flancos e alaranjada no ventre, e nas regiões perioftálmicas, bochechas e faces interiores de membros anteriores e posteriores.



Pelos do dorso e das laterais têm a base cinza, mas os do ventre são totalmente alaranjados. Focinho longo, orelhas curtas, bem revestidas, nos bordos, de pelos curtos da cor do dorso. Cauda muito grossa e frágil, mutilando-se facilmente, e densamente coberta de pelos, que escondem totalmente as escamas. Patas finamente revestidas de pelos alaranjados curtos, garras bem desenvolvidas, principalmente nas patas anteriores. Quatro pares de mamas^{251,1579}. A espécie é semifossorial e alimenta-se de material vegetal e formigas¹⁴⁶⁵. Habita áreas de campos cerrados com árvores esparsas e revestimento de gramíneas, a 1.030 m de altitude¹⁴⁶⁵. Possui ninhos subterrâneos, cujas entradas são descritas como dois canais ovalados, com cerca de 9 cm do eixo maior, que partem de pontos opostos no nível do solo e convergem para um ponto, cerca de 80 cm abaixo do nível do solo, a partir de onde um pequeno canal dá acesso ao ninho esférico de cerca de 9 cm de diâmetro¹⁴⁶⁵. Estes ninhos são esparsamente forrados com fragmentos de gramíneas e raízes finas¹⁴⁶⁵.

População

O hábito semifossorial pode dificultar sua coleta pelos métodos tradicionalmente usados, mas a espécie parece ser rara¹²⁶⁷. Muitos estudos têm tentado coletar indivíduos dessa espécie na natureza, mas nenhum indivíduo foi registrado desde mil novecentos e sessenta¹¹⁶⁷. Entretanto, a descoberta de duas espécies do mesmo gênero na Bolívia⁶⁷⁵ cria a expectativa de que a espécie ainda pode ser encontrada. *Tendência populacional*: desconhecida (possivelmente extinta).

Ameaças

A destruição do Cerrado é a principal ameaça.

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Pesquisas

São necessários mais esforços para a captura em áreas de Cerrado.



Microakodontomys transitorius Hershkovitz, 1993

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-do-mato



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)+2ab(iii)

Justificativa

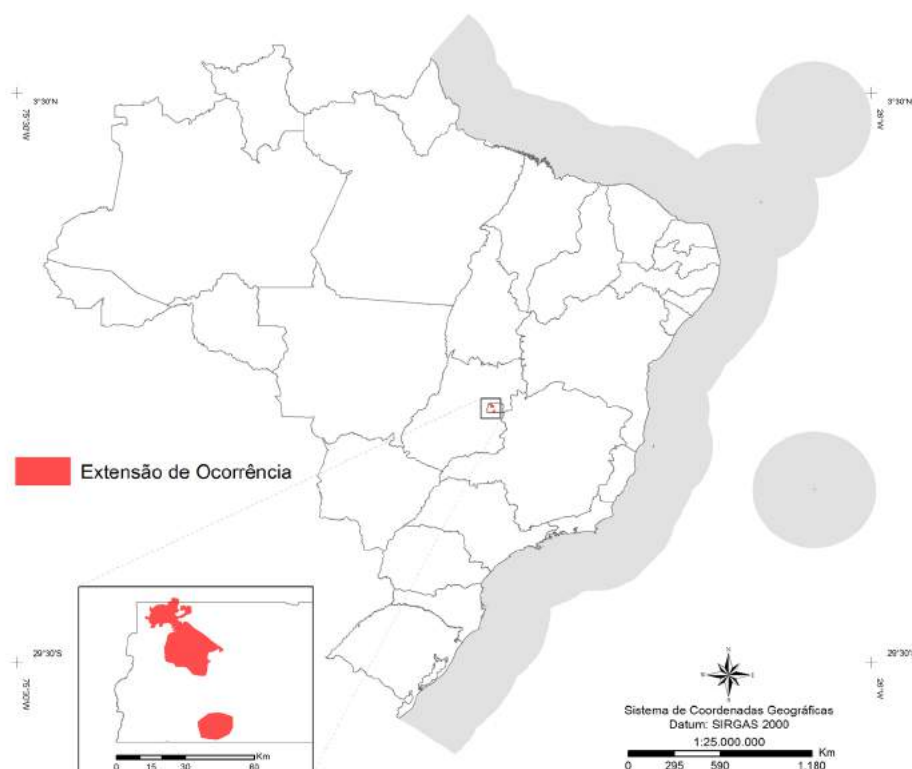
Microakodontomys transitorius é conhecida de apenas duas localidades no Distrito Federal. A espécie é restrita a campos limpos, rara, e aparentemente não tolera modificações no *habitat*. A extensão de ocorrência da espécie é de 1.000 km² e a área de ocupação é de 180 km². A população da espécie está severamente fragmentada, pois a cidade de Brasília está entre as duas áreas protegidas, o PARNA de Brasília e a área da Marinha. Ambas as áreas, embora protegidas, sofrem forte pressão imobiliária no entorno, resultando indiretamente em perda da qualidade de *habitat* para espécies, devido principalmente ao aumento de animais domésticos no interior das áreas. Portanto, *Microakodontomys transitorius* foi categorizada como Em Perigo (EN) B1ab(iii)+2ab(iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹²⁷⁶	EN B1ab(iii)

Distribuição geográfica

A espécie foi originalmente descrita do PARNA de Brasília, Distrito Federal^{251,1579} e mais quatro indivíduos foram coletados na Área Alfa da Marinha, situada próxima à APA Gama e Cabeça de Veado (R. Paresque, obs. pess., 2013).



História natural

A espécie é pequena, pesando 18 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento de corpo e cabeça 70 mm⁹²⁵ e tem cauda mais longa do que o comprimento do corpo, pelagem macia, dorso castanho, tracejado de preto, mais saturado na cabeça, sobrepelos castanho-escuros basalmente, com bandas subterminais arruivadas ou inteiramente enegrecidas e laterais mais claras do que o dorso. Possui anéis perioftálmicos enegrecidos; focinho com uma banda estreita enegrecida em cada lado, da ponta ao canto do olho. Ventre e superfície interna dos membros são lavados de amarelo-escuro; a cauda é escura na superfície superior, com os dois terços terminais mais claros ventralmente. Vibrissas curtas, patas posteriores longas, unhas finas e não obstruídas por tufo ungueais^{251,1579}. A espécie possui hábito terrestre e aparentemente habita campos limpos em áreas preservadas no Cerrado⁹²⁵. A dieta é frugívora-granívora¹⁶⁴⁴.

População

Não existem dados disponíveis para estimar variações no tamanho populacional da espécie ao longo do tempo.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

Aparentemente a espécie não tolera alterações de *habitat*; as duas localidades de coleta se encontram em áreas bem conservadas.

Presença em unidades de conservação

Distrito Federal: PARNA de Brasília.



Oligoryzomys rupestris Weksler & Bonvicino, 2005

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae



Nome comum: rato-da-árvore

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ac(iii,iv)

Justificativa

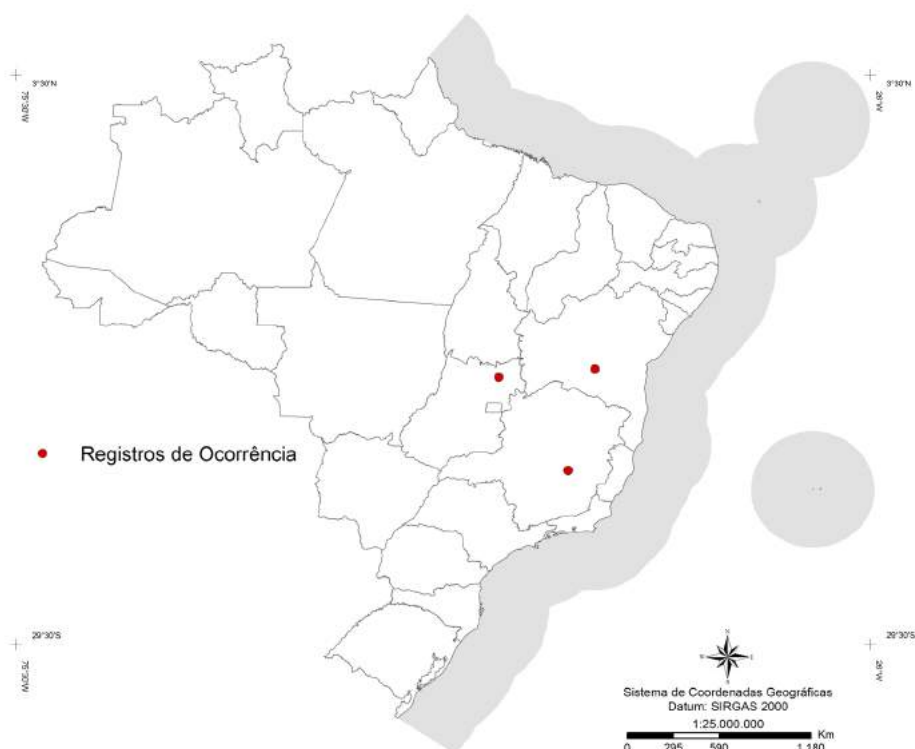
Oligoryzomys rupestris é endêmico de campos rupestres, ocorrendo em localidades nos estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais. A espécie é restrita a altitudes acima de 1.500 m e sua área de ocupação é estimada em cerca de 300 km². A população da espécie pode ser considerada severamente fragmentada em função da grande distância e alteração do *habitat* entre as localidades conhecidas. O fogo representa uma ameaça plausível que pode extinguir qualquer uma das subpopulações. Desta forma, a espécie está também sujeita a flutuações extremas em número de localizações, subpopulações e indivíduos maduros. Portanto, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN) B2ac(iii,iv).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ²⁴²⁴	DD

Distribuição geográfica

A espécie ocorre nos estados de Goiás, em Pouso Alto, parte alta do PARNA Chapada dos Veadeiros, na Bahia, no Pico das Almas, região da Chapada Diamantina²⁴²⁵, e foi também capturada no PARNA Serra do Cipó (MG)²¹²⁶. A extensão de ocorrência desta espécie (EOO), considerando o polígono formado por estas localidades, é de 200.000 km², mas a área de ocupação da espécie representa apenas uma pequena proporção desta EOO, uma vez que a mesma ocorre apenas nos campos rupestres acima de 1.500 m.



História natural

A espécie possui tamanho pequeno, 14 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça de 76 a 99 mm²⁴²⁵ e comprimento da cauda maior que o do corpo. Coloração do dorso variando de castanho-avermelhada a amarelada, com as laterais mais claras, com limite definido, ou pouco definido com a coloração do ventre, que é esbranquiçada ou amarelada. Olhos grandes. Patas longas e finas cobertas de pequenos pêlos claros. Cauda fina e pouco pilosa. Quatro pares de mamas, peitoral, pós-axial, abdominal e inguinal^{251,1579}.

O cariótipo da espécie é igual a $2n = 44$ e $46 FN = 52-53$ ²⁴²⁵. As espécies do gênero são frugívoras-granívoras¹⁶⁴⁴ e têm hábito terrestre escalatório. *Oligoryzomys rupestris* parece ser restrita a campos rupestres em grandes altitudes, 1.500 m e acima. De distribuição restrita, a espécie ocorre apenas em ambientes conservados¹⁵⁷⁹.

População

O estado populacional é desconhecido²⁴²⁴.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A espécie é restrita a campos rupestres não alterados em grandes altitudes. As localidades onde ocorre são unidades de conservação, e a maior ameaça à espécie é o fogo. A população da espécie pode ser considerada severamente fragmentada em função da grande distância e alteração do *habitat* entre as localidades conhecidas, que podem ser consideradas localizações, uma vez que o fogo representa uma ameaça plausível que pode extinguir qualquer uma destas subpopulações.

Presença em unidades de conservação

Bahia: PARNA da Chapada Diamantina¹⁷¹⁸;

Goiás: PARNA Chapada dos Veadeiros, APA Estadual Pouso Alto²⁴¹ (oficina de avaliação);

Minas Gerais: PARNA da Serra do Cipó²¹²⁶, APA Morro da Pedreira.



Rhipidomys cariri Tribe, 2005

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-da-árvore



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B2ab(ii,iii)

Justificativa

Rhipidomys cariri é conhecida de apenas três localidades nos estados do Ceará e da Bahia, com uma extensão de ocorrência de 50.000 km². A espécie utiliza matas de encosta, que ocorrem apenas nas três localidades de onde é conhecida, podendo representar cerca de 3% da área total, portanto a espécie tem uma área de ocupação (AOO) de 1.500 km². Esta área sofre declínio continuado em extensão e qualidade do *habitat* devido ao desmatamento das florestas de encosta para agricultura que representam uma ameaça plausível sobre as três localizações da espécie. Portanto *Rhipidomys cariri* foi categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério B2ab(ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁶⁸⁶	DD

Distribuição geográfica

A espécie ocorre no estado do Ceará, na Chapada do Arararipe e na serra de Baturité, e no estado da Bahia, no município de Morro do Chapéu²³¹¹. Após a avaliação da espécie, Tribe²³¹⁰ citou uma nova localidade de ocorrência da mesma, no PARNA do Catimbau, em Pernambuco.



História natural

A espécie é de tamanho médio com 70 g, aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça de 130 a 154 mm²⁵¹. No gênero, o comprimento da cauda varia de pouco maior até uma vez e meia o comprimento do corpo, a coloração do dorso é castanho-avermelhada, castanho-alaranjada ou castanho-acinzentada. Pelos das laterais do corpo mais claros e com limite bem definido com a coloração branca ou branco-amarelada do ventre. Pelos do ventre totalmente brancos ou com as bases acinzentadas. Vibrissas longas estendendo-se além do limite posterior das orelhas, que têm a aparência nua. Olhos grandes. Patas curtas e largas, geralmente brancas, com uma mancha mais escura bem nítida na parte central da superfície superior. Tufos ungueais claros, cauda revestida por pelos curtos, mas com as escamas epidérmicas aparentes. Os pelos da ponta da cauda em geral são mais longos, formando um pincel. Três pares de mamas, pós-axial, abdominal e inguinal^{251,1579}.

Para o cariótipo do gênero *Rhipidomys* ver Carvalho *et al.*³⁸². A espécie tem hábito arborícola e se alimenta de sementes e artrópodes¹⁵⁷⁹. Habita formações de brejos na Caatinga²³¹¹. Ocorre em enclaves méxicos cercados por vegetação de caatinga nas florestas de encostas, palmeiras e também em culturas, principalmente de café e cana de açúcar²³¹⁰.

População

Não há informações populacionais.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

Nas áreas onde a espécie ocorre está havendo desmatamento das matas de encosta para a agricultura e represamento das nascentes, destruindo exatamente os ambientes preferenciais da espécie.

Presença em unidades de conservação

Pernambuco: PARNA do Catimbau²³¹⁰;

Bahia: PARNA da Chapada Diamantina¹⁷¹⁸.



***Rhipidomys tribei* Costa, Geise, Pereira & Costa, 2011**

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-da-árvore



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(ii,iii)

Justificativa

Rhipidomys tribei é endêmica do Brasil, sendo registrada no estado de Minas Gerais, nos municípios de Santa Bárbara, Araponga, Viçosa e Muriaé. Embora sua distribuição conhecida até o momento seja restrita, com uma extensão de ocorrência de aproximadamente 2.000 km², sua descrição é recente e novos registros são bastante prováveis. Sua atual área de distribuição encontra-se numa região fragmentada e com impactos devido à expansão agropecuária e mineração. Portanto, *Rhipidomys tribei* foi categorizado como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global	Não consta

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, conhecida apenas por sua localidade-tipo, em Minas Gerais, e por três outras localidades no sudeste do mesmo estado⁵⁰⁹, nos municípios de Santa Bárbara, Araponga, Viçosa e Muriaé. A extensão de ocorrência, estimada com base no mínimo polígono convexo que engloba todas as localidades conhecidas, é de aproximadamente 2.000 km².



História natural

As espécies do gênero *Rhipidomys* são de tamanho médio, indivíduos desta espécie pesam aproximadamente 50 gramas¹⁶⁴⁴, comprimento da cauda variando de pouco maior até uma vez e meia o comprimento do corpo. Coloração do dorso castanho-avermelhada, castanho-alaranjada ou castanho-acinzentada. Pelos das laterais do corpo mais claros e com limite bem definido com a coloração branca ou branco-amarelada do ventre. Pelos do ventre totalmente brancos ou com as bases acinzentadas. Vibrissas longas estendendo-se além do limite posterior das orelhas, que têm a aparência nua. Olhos grandes. Patas curtas e largas, geralmente brancas, com uma mancha mais escura bem nítida na parte central da superfície superior. Tufos ungueais claros, cauda revestida por pelos curtos, mas com as escamas epidérmicas aparentes. Os pelos da ponta da cauda em geral são mais longos, formando um pincel. Três pares de mamas, pós-axial, abdominal e inguinal^{251,1579}. A espécie *R. tribei* habita floresta semidecídua montana ou sub montana⁵⁰⁹.

População

Não há informações populacionais.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Sua atual área de distribuição encontra-se numa região fragmentada e com impactos devido à expansão agropecuária e mineração.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais: RPPN Santuário do Caraça, PE da Serra do Brigadeiro⁵⁰⁹.

Pesquisas

São necessários estudos principalmente para localizar novas populações, além de estudos populacionais.



Thalpomys cerradensis Hershkovitz, 1990

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-do-chão



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) A2c+3c

Justificativa

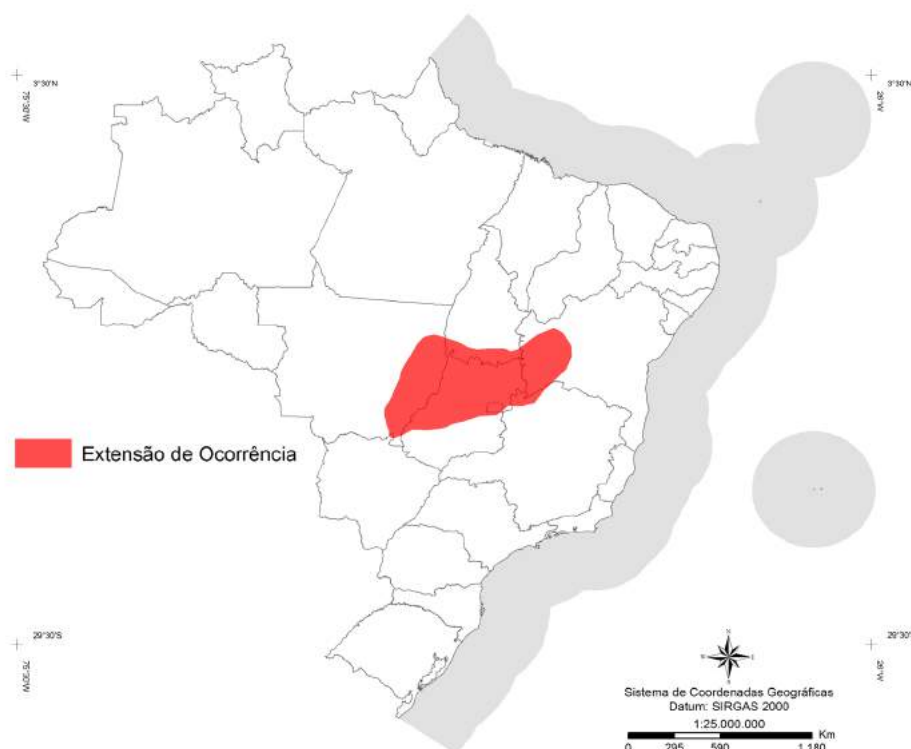
Thalpomys cerradensis ocorre no sudoeste do estado da Bahia, Distrito Federal, Goiás, Tocantins e sudeste do Mato Grosso, sendo associado a fisionomias abertas do Cerrado, apesar de também ter sido capturado em mata de galeria. O fogo não representa ameaça à espécie, pois a mesma aumenta de densidade após queimadas e é menos frequente em áreas bem preservadas. Entretanto, a espécie deve ter perdido mais de 30% de sua população nos últimos dez anos devido ao avanço das plantações de soja e *Eucalyptus* sp., e esta perda deve continuar pelos próximos anos. Portanto, *Thalpomys cerradensis* é categorizada como Vulnerável (VU), pelos critérios A2c+3c.

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹²⁶⁸	LC

Distribuição geográfica

A espécie ocorre no sudoeste do estado da Bahia, Distrito Federal, Goiás, Tocantins e sudeste do Mato Grosso^{60,373,375,1663}. Sua distribuição no sudoeste do Piauí é inferida a partir da presença da espécie em Formosa do Rio Preto (BA)³⁷³. O mapa apresentado corresponde à área inferida a partir dos pontos de ocorrência da espécie. A área de ocupação da espécie vem diminuindo nos últimos anos devido à perda de vegetação natural na área de distribuição da espécie.



História natural

A espécie é de tamanho pequeno, com 20 a 35 g aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça de 101 mm²⁵¹ e cauda menor que o comprimento do corpo. Coloração do dorso variando de amarelada a castanho-avermelhada, laterais com coloração mais clara, sem limite definido com o ventre esbranquiçado. Orelhas relativamente grandes, revestidas por pelos curtos nas superfícies interna e externa. Olhos de tamanho normal, não reduzido. Superfície superior das patas clara. Pelos ungueais curtos e claros. Cauda densamente revestida por pelos curtos, ocultando parcialmente as escamas epidérmicas^{251,1579}.

O cariótipo, com $2n = 36$, $NF = 34$, foi descrito por Andrade *et al.*⁶⁰. A espécie tem hábito terrestre e ocorre em formações abertas no Cerrado^{251,1579,2389} e borda de matas de galeria³⁷³. Um estudo realizado no Cerrado do alto rio Araguaia, tendo como objetivo avaliar a utilização do *habitat* por pequenos mamíferos terrestres, registrou que *T. cerradensis* tem ocorrência no cerrado e na vereda²⁴⁶. A dieta é frugívora-granívora¹⁶⁴⁴. A espécie ocorre em formações abertas e matas de galeria³⁷⁵.

Thalpomys cerradensis utiliza áreas que sofrem queimadas frequentemente na APA Gama e Cabeça de Veado²³⁸⁹. Briani *et al.*³⁰¹ encontraram alta abundância da espécie em áreas recém queimadas de 1 a 2 anos e baixa abundância em áreas antigas. Esta espécie aumenta a densidade populacional após o fogo, indicando que é uma espécie que se beneficia de queimadas ou perturbações³⁰¹.

População

Embora não haja dados populacionais, a espécie parece ter perdido mais de 30% de sua população nos últimos dez anos devido ao avanço das plantações de soja e *Eucalyptus* sp., e esta perda deve continuar pelos próximos anos.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A perda de *habitat*, principalmente em decorrência do avanço das plantações de soja e *Eucalyptus* sp., é a principal ameaça. Apesar da vegetação onde a espécie ocorre estar sujeita a queimadas, a espécie aumenta de densidade após as mesmas, podendo ser considerada como tolerante ou beneficiada por queimadas³⁰¹.



Presença em unidades de conservação

Tocantins: ESEC Serra Geral do Tocantins³⁷³;

Piauí: ESEC de Uruaçu-Una;

Bahia: RPPN São Francisco da Trijunção;

Distrito Federal: APA Gama e Cabeça de Veado²³⁸⁹. Também ocorre em outras áreas protegidas, como Reserva Biológica do IBGE⁶⁰, Fazenda Água Limpa da UnB e Jardim Botânico de Brasília^{375,2389}.

Pesquisas

Equipe da FIOCRUZ está trabalhando com a filogenia do gênero.

Thalpomys lasiotis Thomas, 1916

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-do-chão



Foto: Cibele Rodrigues Bonvicino

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) A2bc

Justificativa

Thalpomys lasiotis tem uma distribuição geográfica disjunta, ocorrendo em áreas abertas do Cerrado brasileiro. A espécie é fortemente associada a campos sazonalmente inundáveis, que em uma das localidades de ocorrência da espécie têm secado devido ao rebaixamento do lençol freático. No único local onde existe monitoramento populacional de longa duração, a abundância da espécie diminuiu cerca de 77% em um período de 6 anos. As causas deste declínio não são plenamente compreendidas, contudo, não se tem segurança de que o mesmo não aconteça com toda a população da espécie. Desta forma, *Thalpomys lasiotis* foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério A2bc.



Outras avaliações

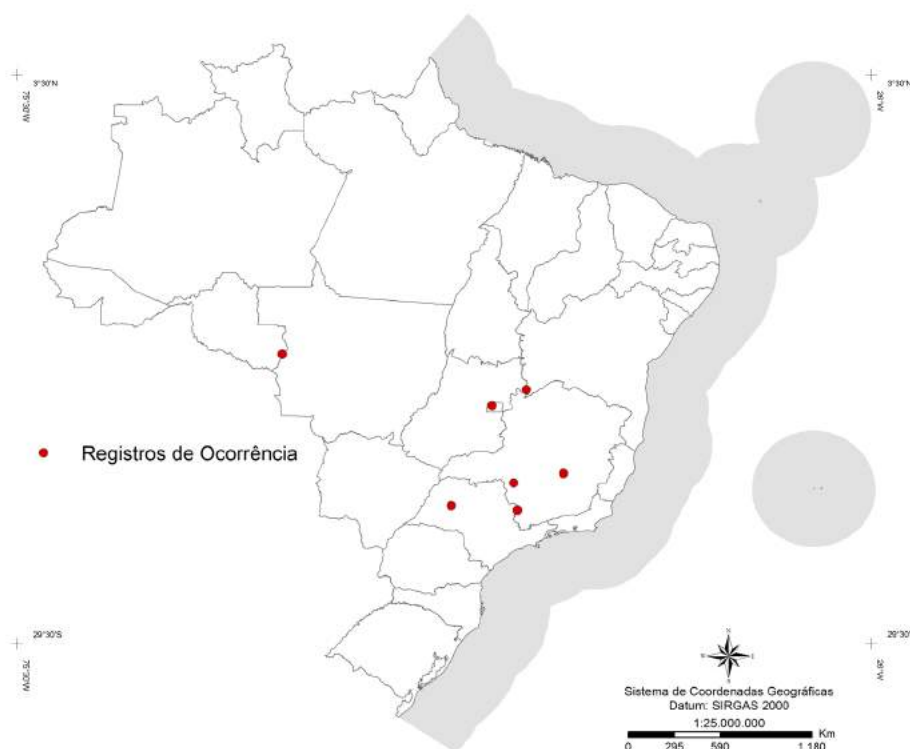
Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹²⁶⁹	LC

Outros nomes aplicados ao táxon

Akodon reinhardti Langguth, 1975.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil e tem uma distribuição geográfica disjunta¹⁸⁷³. *Thalpomys lasiotis* possui registros em São Paulo, no oeste do estado de Minas Gerais, no Distrito Federal, no sudoeste da Bahia e no sudeste de Rondônia^{60,1663,2381}.



História natural

A espécie é de tamanho pequeno, 17 a 30 g, aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 74 a 85 mm²⁵¹ e cauda menor que o comprimento do corpo. Coloração do dorso variando de amarelada a castanho-avermelhada, laterais com coloração mais clara, sem limite definido com o ventre esbranquiçado. Orelhas relativamente grandes, revestidas por pelos curtos nas superfícies interna e externa. Olhos de tamanho normal, não reduzidos. Superfície superior das patas clara. Pelos ungueais curtos e claros. Cauda densamente revestida por pelos curtos, ocultando parcialmente as escamas epidérmicas^{251,1579}.

O cariótipo é $2n = 38$ e $NF = 38^{89}$; dois machos apresentaram valores diferentes ($2n = 37$, $NF = 38$)²⁴⁵¹. Variações cariotípicas foram descritas por Andrade *et al.*⁶⁰. A espécie tem hábito terrestre e utiliza formações abertas no Cerrado. É altamente associada a áreas úmidas, como campos linpos e campos de murunduns sazonalmente inundáveis^{243,251,1579,1873}. Um estudo realizado no Cerrado do Distrito Federal sobre a utilização de *micro-habitat* por algumas espécies de roedores apontou que a densidade de *T. lasiotis* é inversamente proporcional à densidade de herbáceas; a espécie prefere áreas onde o capim é



menos denso¹⁸⁸⁵. A dieta é frugívora-granívora¹⁶⁶³.

População

Um estudo realizado no Cerrado do Distrito Federal concluiu que a densidade populacional de *T. lasiotis* é aparentemente afetada pela escassez de recursos alimentares e que existe diferença na densidade da população entre as estações seca e chuvosa¹⁸⁷³. A distribuição da espécie é disjunta. Na ESEC Águas Emendadas, foi registrado um declínio populacional de cerca de 77% em um período de 6 anos¹⁸⁸⁴.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A espécie ocorre em campos de murunduns sazonalmente inundáveis, que estão secando na ESEC Águas Emendadas, devido à depressão do lençol freático. Este secamento pode estar causando o desaparecimento da espécie na ESEC.

Presença em unidades de conservação

Bahia: RPPN São Francisco da Trijunção²⁵⁰;

Distrito Federal: ESEC de Águas Emendadas¹⁸⁷²;

Minas Gerais: PARNA da Serra do Cipó³⁵⁰.

Wilfredomys oenax (Thomas, 1928)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Cricetidae

Nome comum: rato-do-mato



Foto: Felipe Bortolotto Peters

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(ii,iii)

Justificativa

Wilfredomys oenax ocorre em algumas localidades do Uruguai e no Brasil, sendo conhecido de



poucas localidades no Rio Grande do Sul e Paraná. No estado do Paraná, a espécie foi registrada pela última vez em 1981 na região metropolitana de Curitiba, e esforços recentes na área não obtiveram sucesso em seu registro. A espécie é extremamente rara, com poucos registros fortuitos e presente em egagropilos de coruja. Embora tenha uma extensão de ocorrência relativamente ampla, sua área de ocupação é extremamente reduzida, pois a espécie vive em refúgios vegetacionais florestais, tornando sua distribuição disjunta. Em toda área de distribuição as formações florestais estão ameaçadas por diversas atividades antrópicas, dentre as quais, abertura de pastagem, lavouras, expansão das cidades, reservatórios de hidrelétricas e retração significativa das florestas com araucária e das florestas estacionais onde a espécie poderia ocorrer. Acredita-se que sua área de ocupação seja menor que 500 km². Portanto, *W. oenax* foi classificada como Em Perigo (EN), pelo critério B2ab(ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{412,1450}	CR A4c
Justificativa para mudança de categoria	Ajuste na aplicação dos critérios
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{688a,689}	Paraná: CR Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ²³⁸⁵	EN B2ab(ii,iii,iv)

Notas taxonômicas

Recentemente foi publicado trabalho descrevendo a relação filogenética de *Wilfredomys* em Sigmodontinae¹²⁴⁶.

Distribuição geográfica

A espécie ocorre em algumas localidades no Uruguai. No Brasil é conhecida de poucas localidades do Rio Grande do Sul, no PE do Espinilho, em Barra do Quaraí²¹⁹⁴ e duas localidades do Paraná, sendo uma delas em Curitiba, registro de 1944, e outra na região metropolitana, registro de 1981²²⁷⁷. Esforços mais recentes no Paraná não obtiveram sucesso em encontrar esta espécie²²⁷⁷. *Wilfredomys oenax*





foi registrada recentemente na localidade-tipo, em Floresta Estacional Semidecidual, e na Floresta Ombrófila Mista em Caxias do Sul, no nordeste do Rio Grande do Sul (A. Christoff, F.B. Peters & L. Machado, obs. pess., 2013).

A área de ocupação foi estimada em menos de 500 km², com base nas áreas remanescentes de *habitat* adequados a espécie⁸⁰⁶.

História natural

A espécie é de tamanho médio, 75 g aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 110 mm²⁵¹ e cauda maior que o comprimento do corpo. Superfície dorsal da cabeça e do corpo acinzentada e tracejada por pelos castanho-escuros. O dorso posterior de alguns espécimes, bem como a região em torno do focinho e as orelhas, pode apresentar um tom alaranjado dada a prevalência de bandas subapicais ou apicais alaranjadas dos pelos nessa região. Orelhas cobertas por pelos alaranjados muito curtos em ambos os lados. Ventre pouco definido em relação às laterais, mas mais claro, devido à ausência de pelos inteiramente melânicos, sendo que as partes distais amareladas dos pelos ocultam completamente suas bases cinza-escuras. Os pelos das regiões gular e inguinal, por outro lado, são esbranquiçados até a base. Partes superiores das patas anteriores e posteriores cobertas por pelos curtos esbranquiçados e alaranjados. Pelos ungueais claros. Cauda castanho-clara, levemente bicolor, muito longa, coberta com pelos alaranjados muito curtos, exceto a ponta, onde os pelos têm de 2 a 3 mm. Vibrissas mistaciais escuras e longas, com extremidades atingindo o limite posterior das orelhas^{251,1579}. A espécie tem hábito arborícola e habita formações florestais dos Campos do Sul e da Floresta com Araucária²²⁷⁷. As exigências ecológicas do táxon são desconhecidas.

População

Em dois anos de coleta, em duas áreas de Pampa, foram registrados apenas dois indivíduos²¹⁹⁴. A espécie é rara ou de difícil detecção pelos métodos tradicionais de captura⁸⁴¹. Análise de pelotas de coruja revelaram que, dentre 5.000 fragmentos, apenas cinco foram de *W. oenax* (A.U. Christoff, F.B. Peters & L. Machado, obs. pess., 2013).

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

Em toda área de distribuição da espécie, as formações florestais estão ameaçadas por diversas atividades antrópicas, dentre as quais a abertura de pastagem e lavouras, a expansão das cidades e a instalação de reservatórios de hidrelétricas, além de retração significativa das florestas com araucária e das florestas estacionais. A expansão urbana da cidade de Curitiba praticamente eliminou os ambientes onde a espécie poderia ocorrer. Em Tomas Coelho, no Paraná, a ameaça principal está relacionada às práticas agrícolas nas pequenas propriedades, que praticamente eliminaram a vegetação nativa. O município de Araucária foi um dos que mais ampliou o crescimento na região metropolitana de Curitiba (L. Tiepolo, obs. pess., 2013). No extremo sul do Brasil, no bioma Pampa, as áreas de florestas autóctones estão reduzindo em função da expansão das atividades agrícolas, além da pressão de ampliação das áreas urbanas sobre as rurais (A. Christoff, obs. pess., 2013).

Ações de conservação

A espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação).

Presença em unidades de conservação

Rio Grande do Sul: PE do Espinilho, ESEC do Taim²¹⁹⁴.

Pesquisas

Intensificar inventários em área de potencial ocorrência visando ampliar o conhecimento e registro da espécie.



Ctenomys bicolor Waterhouse, 1848

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Ctenomyidae



Nomes comuns: tuco-tuco, rato-paca

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(i,ii,iii)

Justificativa

Ctenomys bicolor só ocorre no Brasil, no estado de Rondônia. É conhecida apenas da localidade-tipo e arredores, nos municípios de Primavera de Rondônia e Pimenta Bueno, restrita a cerca de 1.000 km². Sua área de ocupação é ainda mais restrita pelo fato da espécie ocupar apenas cordões arenosos, podendo ser considerada como apenas uma localização. Sendo a espécie dependente da existência de *habitat* adequado em bancos de areia e margens de rios, ambientes sob impacto antrópico, e por tratar-se de uma região com forte desmatamento, causando, portanto, redução na extensão de ocorrência, área de ocupação e qualidade de *habitat*, *Ctenomys bicolor* é classificado como Em Perigo (EN) B1ab(i,ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global	Não consta

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo no estado de Rondônia²¹⁴. A localidade-tipo foi restrita a uma região a cerca de 1.000 km² nos municípios de Primavera de Rondônia e Pimenta Bueno, mas possivelmente é ainda mais restrita, pois ocupa apenas cordões arenosos dentro desta área²¹⁴.



História natural

A espécie é de tamanho grande, 318-520 g aproximadamente²²⁰⁷, com comprimento de cabeça e corpo 380 a 403 mm²²⁰⁷ e comprimento da cauda muito menor que o do corpo. Pelagem espessa, fina e sedosa. Coloração geral do dorso variando de castanho-clara a castanho-alaranjada, algumas vezes tracejada de preto devido à presença de pelos-guarda escuros; o animal também pode ser totalmente preto. Patas anteriores com garras muito mais desenvolvidas do que as das patas posteriores. Orelhas curtas e olhos reduzidos. Patas posteriores com uma franja de pelos curtos e rígidos nas bordas^{251,1579,2207}. O cariótipo é $2n = 40$ ¹¹⁶¹. Os animais da espécie têm hábito fossorial, habitando áreas de bancos de areia em margens de rios²¹⁴.

População

Não há informações populacionais.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A área da espécie está em uma região com forte desmatamento, e a espécie é dependente da existência de *habitat* adequado em bancos de areia e margens de rios, ambientes sob impacto antrópico, sofrendo, portanto, redução na extensão de ocorrência, área de ocupação e qualidade de *habitat*.

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.



Ctenomys flamarioni Travi, 1981

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Ctenomyidae

Nome comum: tuco-tuco



Foto: Tatiane Noviski

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(i,iii)

Justificativa

Ctenomys flamarioni é endêmica do Brasil, ocorrendo exclusivamente na primeira faixa de dunas ao longo da região litorânea do Rio Grande do Sul. A extensão de ocorrência da espécie é estimada em cerca de 1.200 km². A paisagem natural da região de sua ocorrência tem sofrido algumas modificações como urbanização, mineração de areia e introdução de animais domésticos. Como resultado dessas modificações, os *habitat* nativos têm ficado fragmentados e destruídos. Tanto a perda de *habitat* como o processo de fragmentação podem reduzir o tamanho da população, afetando genética e evolutivamente a população da espécie. Além disso, a espécie sofre risco de predação por humanos porque esses animais foram considerados, por décadas, uma peste agrícola devido ao seu hábito fossorial. Portanto, a espécie foi classificada como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(i,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{797,1450}	VU A2c
Justificativa para a mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁹	Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ⁴⁰¹	EN B1ab(i,iii,iv)

Distribuição geográfica

A espécie ocorre nas dunas costeiras do leste do estado do Rio Grande do Sul^{251,1579}, sendo encontrada exclusivamente na primeira faixa de dunas ao longo da região litorânea do estado, entre os arroios Teixeira, no norte, e Chuí, no sul⁷⁰³. Considerando a extensão do litoral do Rio Grande do Sul entre esses dois pontos de cerca de 600 km e uma largura média da faixa de duna onde a espécie pode ser encontrada de cerca de 2 km, sua extensão de ocorrência é estimada em cerca de 1.200 km².



História natural

A espécie é de tamanho médio, 240 g aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento de cabeça e corpo de 289 mm²⁵¹ e comprimento da cauda muito menor que o do corpo. Pelagem espessa, fina e sedosa. Coloração geral do dorso variando de castanho-clara a castanho-alaranjada, algumas vezes tracejada de preto devido à presença de pêlos-guarda escuros. Superfície ventral branca ou branco-alaranjada. Cauda possui pêlos que obstruem as escamas. Patas anteriores com garras muito mais desenvolvidas do que as das patas posteriores. Orelhas curtas e olhos reduzidos. Patas posteriores com uma franja de pêlos curtos e rígidos nas bordas^{251,1579}. A espécie ocupa a primeira faixa de dunas ao longo da região litorânea do Rio Grande do Sul⁷⁰³.

População

São conhecidas duas subpopulações que representam unidades evolutivas distintas⁷⁰³. Sua população está diminuindo⁴⁰¹.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Nos últimos anos, a paisagem natural da região de ocorrência da espécie tem sofrido algumas modificações como urbanização, mineração de areia e introdução de animais domésticos⁷⁰³. Como resultado dessas modificações, os *habitat* nativos têm ficado fragmentados e destruídos⁷⁰³. Tanto a perda de *habitat* como o processo de fragmentação podem reduzir o tamanho da população, afetando genética e evolutivamente a espécie⁷⁰³. Além disso, os *Ctenomys* estão em risco de predação por humanos porque esses animais, por décadas, foram considerados uma peste agrícola, devido ao seu hábito fossorial⁷⁰³.

Ações de conservação

A espécie está incluída no Plano de Ação Nacional para Conservação dos Sistemas Lacustres e Lagunares do Sul do Brasil (ICMBio, em preparação).



Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Pesquisas

Considerando o atual estado de conhecimento sobre os *Ctenomys* no Brasil, Fernandes *et al.*⁷⁰³ afirmaram que a vulnerabilidade desses roedores é maior do que suposto atualmente. Mais estudos em nível molecular e ecológico precisam ser realizados e mais áreas protegidas devem ser definidas para a preservação dessas espécies⁷⁰³.

Ctenomys lami Freitas, 2001

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Ctenomyidae

Nome comum: tuco-tuco



Foto: Tatiane Noviski

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(ii,iii)

Justificativa

Ctenomys lami é endêmica do Brasil, registrada em uma área restrita na região das Coxilhas das Lombas a nordeste do rio Guaíba, no Rio Grande do Sul. A extensão de ocorrência foi calculada em aproximadamente 3.800 km². Sua distribuição está a oeste da região metropolitana de Porto Alegre, onde a expansão agrícola e imobiliária representam as principais ameaças. Estudos genéticos identificaram subpopulações bem estruturadas geneticamente com pouco fluxo gênico entre si. A população encontra-se severamente fragmentada e as ameaças provocam declínio da área de ocupação e qualidade do *habitat*. Portanto, a espécie é categorizada como Em Perigo (EN), pelo B1ab(ii,iii).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁹	Rio Grande do Sul: EN
Avaliação global ²¹³	VU B1ab(i,ii,iii)

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo no Rio Grande do Sul, na região das Coxilhas da Lombas a nordeste do rio Guaíba^{251,795,1579}. Ocorre em uma faixa bem estreita⁷⁰³, sendo a extensão de ocorrência calculada, pelo mínimo polígono convexo englobando os pontos externos de registro da espécie, em aproximadamente 3.800 km². Parte de sua distribuição encontra-se em zona híbrida com *C. minutus*.



História natural

A espécie é de tamanho médio, com 240 g aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento de cabeça e corpo de 178 mm (holótipo)⁷⁹⁵ e comprimento da cauda muito menor que o do corpo. Pelagem espessa, fina e sedosa. Coloração geral do dorso variando de castanho-clara a castanho-alaranjada, algumas vezes tracejada de preto devido à presença de pelos-guarda escuros. Superfície ventral branca ou branco-alaranjada. Cauda possui pelos que obstruem as escamas. Patas anteriores com garras muito mais desenvolvidas do que as das patas posteriores. Orelhas curtas e olhos reduzidos. Patas posteriores com uma franja de pelos curtos e rígidos nas bordas^{251,1579}. A espécie tem 26 cariótipos distribuídos em uma pequena área de 936 km² (1212).

Os animais desta espécie têm hábito fossorial e habitam campos no sul; alimentam-se de sementes, folhas, talos e raízes^{251,1579}. Apresentam apenas um período reprodutivo por ano¹⁰⁴⁶.

População

Fernandes *et al.*⁷⁰³ identificaram quatro subpopulações bem estruturadas geneticamente e, segundo Jundi & Freitas¹⁰⁴⁶, a razão sexual é 1:1. O estado populacional é desconhecido.



Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A distribuição da espécie está a oeste da região metropolitana de Porto Alegre, onde a expansão agrícola e imobiliária representam as principais ameaças.

Ações de conservação

Lopes & Freitas¹²¹² sugerem que as unidades de conservação “Parque Itapuã” e “Banhado dos Pachecos” sejam expandidas para sobrepor a área de distribuição geográfica da espécie. Além dessa ação, os autores sugerem que outra unidade seja criada para sobrepor a distribuição de outra população de *C. lami* ainda desprotegida, para detalhes ver Lopes & Freitas¹²¹².

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

***Ctenomys minutus* Nehring, 1887**

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D’Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Ctenomyidae

Nomes comuns: tuco-tuco-pequeno, tuco-tuco



Foto: Tatiane Noviski

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B1ab(i,iii)

Justificativa

Ctenomys minutus é endêmica do Brasil, ocorrendo atrás da primeira linha de dunas ao longo da planície costeira do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. A extensão de ocorrência foi estimada em cerca de 6.000 km². Nos últimos anos, a paisagem natural da região de ocorrência da espécie tem sofrido algumas modificações como urbanização, mineração de areia e introdução de animais domésticos. Como resultado dessas modificações, os *habitat* nativos têm ficado fragmentados e destruídos. A



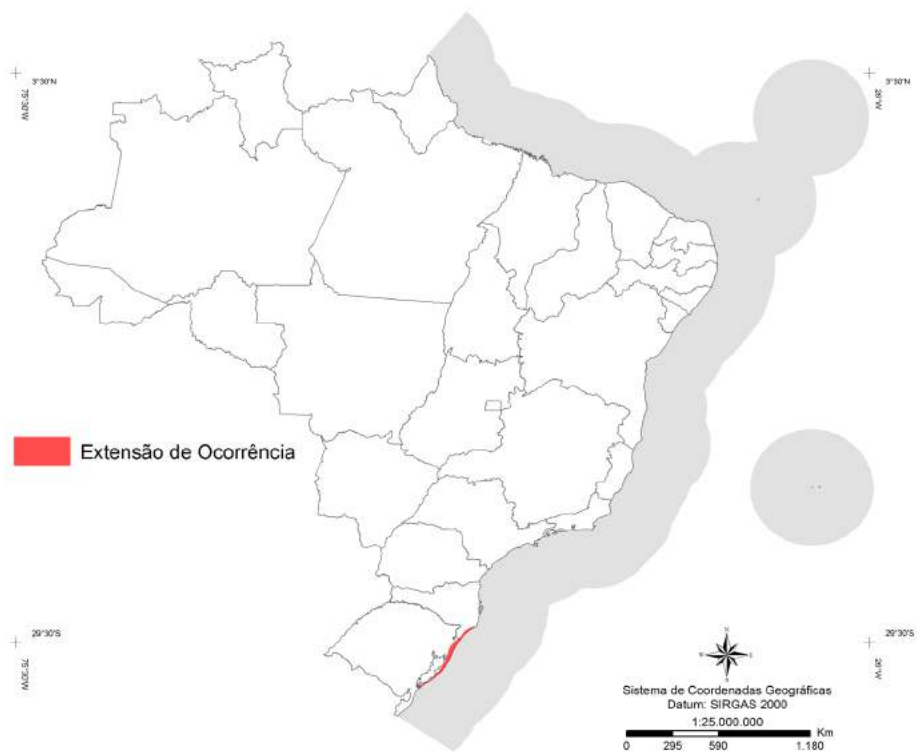
perda e fragmentação do *habitat* podem reduzir o tamanho da população podendo afetar genética e evolutivamente a população da espécie. Portanto, a espécie foi classificada como Vulnerável (VU), pelo critério B1ab(i,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁵	Santa Catarina: EN
Avaliação global ⁶⁵²	DD

Distribuição geográfica

Ctenomys minutus é endêmica do Brasil, ocorrendo nas planícies costeiras do Rio Grande do Sul e Santa Catarina⁷⁹⁶. Existe citação de ocorrências para Bolívia e Mato Grosso atribuídas à espécie⁵⁹. Entretanto, Freitas⁷⁹⁶ sugere que esses espécimes são de uma espécie diferente; desta forma, não foram incluídas no mapa de distribuição, considerando-se apenas a distribuição do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. A extensão de ocorrência foi estimada em cerca de 6.000 km², utilizando o mínimo polígono convexo que inclui todos os pontos de ocorrência da espécie.



História natural

A espécie é de tamanho médio, com 240 g aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento da cauda muito menor que o do corpo. Pelagem espessa, fina e sedosa. Coloração geral do dorso variando de castanho-clara a castanho-alaranjada, algumas vezes tracejada de preto devido à presença de pelos-guarda escuros. Superfície ventral branca ou branco-alaranjada. Cauda possui pelos que obstruem as escamas. Patas anteriores com garras muito mais desenvolvidas do que as das patas posteriores. Orelhas curtas e olhos reduzidos. Patas posteriores com uma franja de pelos curtos e rígidos nas bordas^{251,1579}.

Os animais desta espécie têm hábito fossorial e habitam áreas de campos e pastagens nas planícies costeiras no sul¹²⁶⁶. A espécie é territorialista, apresenta comportamento sedentário¹²⁶⁶ e se alimenta de



sementes, folhas, talos e raízes^{251,1579}. A espécie ocorre atrás da primeira linha de dunas ao longo da planície costeira (A. Christoff, com. pess., 2013).

População

Um estudo sobre a biologia populacional da espécie *C. minutus* encontrou uma população composta por 84,8% de adultos, 9,4% de subadultos e 5,8% de jovens, com razão sexual nas fases jovens e subadultos de 1:1 e na fase adulta de 0,5 machos: 1 fêmea. O número mínimo de indivíduos na população de um local amostrado foi de 20 indivíduos (setembro/2001) e o maior foi de 39 indivíduos (março/2002). A densidade absoluta encontrada em cada dia de amostragem foi de no mínimo sete indivíduos/ha (janeiro/2001) e no máximo de 15 indivíduos/ha (setembro/2002)⁷⁶⁸. Segundo Marinho & Freitas¹²⁶⁶, na população da espécie existem mais fêmeas tanto em geral (1.3:1) quanto na população adulta (1.26:1). As populações da espécie encontram-se fortemente estruturadas, apresentando baixos níveis ou ausência de fluxo gênico¹²¹³. O estado populacional é desconhecido⁶⁵².

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

Nos últimos anos, a paisagem natural da região de ocorrência da espécie tem sofrido algumas modificações como urbanização, mineração de areia e introdução de animais domésticos⁷⁰³. Como resultado dessas modificações, os *habitat* nativos têm ficado fragmentados e destruídos⁷⁰³. Tanto a perda de *habitat* como o processo de fragmentação podem reduzir o tamanho da população podendo afetar genética e evolutivamente a população da espécie^{703,786}.

Outro fator que podem afetar a conservação da população de espécies de animais e plantas que vivem nas zonas costeiras é o aquecimento global e a subida do nível do mar⁷⁰³. *Ctenomys minutus* habita dunas costeiras que ficam a poucos metros da praia e a subida do nível do mar pode levar a população dessa espécie à extinção⁷⁰³.

Além disso, os *Ctenomys* estão em risco de predação por humanos porque esses animais foram considerados, por décadas, devido ao seu hábito fossorial, uma peste agrícola⁷⁰³.

Ações de conservação

Considerando o atual estado de conhecimento sobre os *Ctenomys* no Brasil, Fernandes *et al.*⁷⁰³ afirmaram que a vulnerabilidade desses roedores é maior do que suposto atualmente. Mais estudos em nível molecular e ecológico precisam ser realizados e mais áreas protegidas devem ser definidas para a preservação dessas espécies⁷⁰³.

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Pesquisas

A espécie tem sido utilizada em pesquisas como bioindicador ambiental^{732,927}.



Callistomys pictus (Pictet, 1841)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia
Família: Echimyidae

Nomes comuns: rato-do-cacau, saruê-beiju



Foto: Raquel Teixeira de Moura

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(ii,iii)

Justificativa

Callistomys pictus é endêmica do Brasil, com ocorrência confirmada em quatro localidades na Mata Atlântica da Bahia, sendo três em Ilhéus e uma na Serra da Jiboia, município de Elísio Medrado. A extensão de ocorrência calculada é de 4.952 km². A espécie não é encontrada em unidades de conservação e os registros representam quatro localizações, todas afetadas pela alteração do *habitat*, principalmente pela conversão de áreas florestadas e cabruca tradicional em áreas de outras atividades agropecuárias. Por estes motivos, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN) pelos critérios B1ab(ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1450,1491}	VU B1ab(ii,iii)
Justificativa para mudança de categoria	Mudança genuína no estado de conservação
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁴⁹⁰	EN B1ab(ii,iii,iv)

Outros nomes aplicados ao táxon

Nelomys pictus Pictet, 1843; *Echimyis pictus* (Pictet, 1843); *Isothrix picta* (Pictet, 1843).

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil. Existem apenas quatro registros confirmados de sua ocorrência, sendo três na região de Ilhéus²³⁴⁷ e um na Serra da Jiboia, Elísio Medrado⁶⁷⁸. Atualmente os registros de *Callistomys pictus* restringem-se a Ilhéus, Camacan, Itabuna, Elísio Medrado e regiões vizinhas^{678,2347,2349}. Ventura *et al.*²³⁶⁴ indicam a possibilidade que *C. pictus* tenha ocorrido até a região de Salvador, com base em dois espécimes coletados provavelmente na região de Salvador por Auguste de Meuron depositados no Museum d'Histoire Naturelle du Neuchâtel, Neuchâtel, Suíça. Registros indiretos indicam que o limite sul da distribuição é Belmonte (BA)¹⁴⁹², porém não existe continuidade de *habitat* entre estes registros e as ocorrências confirmadas da espécie, portanto estes não foram incluídos na estimativa de



extensão de ocorrência da espécie (4.952 km²).



História natural

A espécie é de tamanho grande, aproximadamente 267 a 480 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento de cabeça e corpo de 250 a 295 mm²⁵¹ e comprimento da cauda maior que o do corpo. Pelagem macia. Coloração geral branca com uma larga mancha preta em forma de sela na região dorsal, estendendo-se desde a cabeça até a cauda e, lateralmente, da região do meio do corpo até quase o peito, sem, contudo, atingir a superfície ventral. A face é branca, podendo apresentar manchas escuras abaixo dos olhos e atrás das orelhas. Superfície ventral branca, com a base dos pelos cinza. Cauda densamente pilosa, sendo preta na parte proximal e branca na parte distal. Superfície superior das patas coberta de pelos claros^{251,1579}. O cariótipo da espécie é $2n = 42$ e $FN = 76$ ²³⁶⁴.

A espécie é arborícola e habita uma região restrita da Mata Atlântica ocupada por cacauais (cabruca). A dieta é constituída principalmente de frutos e folhas^{251,1579}.

População

A espécie é rara ou de difícil detecção pelos métodos convencionais de captura.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As áreas de cabruca tradicional, onde a espécie pode ser encontrada, estão sendo alteradas para novas técnicas agrícolas mais tolerantes a insolação, com abertura de dossel. Além disso, os fragmentos estão sendo substituídos por pecuária e seringueira (G. Jack-Ximenes & M. Alvarez, com. pess., 2013).

Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}.

É importante a manutenção dos fragmentos de Mata Atlântica do sul da Bahia e das áreas de cabruca



tradicional.

Presença em unidades de conservação

Bahia: RPPN Serra da Jiboia.

Phyllomys brasiliensis Lund, 1840

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D’Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-da-árvore



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(iii,iv)

Justificativa

Phyllomys brasiliensis é endêmica do Brasil, com registros na região de Lagoa Santa (MG), no século 19. Desde então, só foram encontrados mais cinco indivíduos, dois na região de Lagoa Santa, ainda no século 19, um coletado no município de Felixlândia (MG), em 1999 e outros dois exemplares coletados no “resgate” de fauna da UHE Retiro Baixo, município de Pompéu, em 2012. A espécie não é encontrada em áreas protegidas e é rara. Sua extensão de ocorrência foi estimada em 902 km², é conhecida de apenas três localidades, sendo que em uma delas o *habitat* em que ocorria foi parcialmente destruído pela construção de hidrelétricas. Nenhum dos espécimes conhecidos foi capturado em armadilhas. A área de distribuição da espécie está localizada numa região de expansão de atividades agropecuárias. Por estas razões, *P. brasiliensis* foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério B2ab(iii,iv).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	EN B1ab(iii)
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: EN
Avaliação global ¹¹⁶⁸	EN B1ab(iii)



Notas taxonômicas

A taxonomia deste grupo tem sido revista frequentemente^{674,1222}.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil. Raramente registrada, foi descrita a partir de ossos encontrados em pelotas de coruja, na região de Lagoa Santa (MG), em meados do século XIX⁶⁷⁴. Desde então, só foram encontrados mais cinco indivíduos, dois na região de Lagoa Santa, ainda no século XIX, um coletado no município de Felixlândia (MG), em 1999¹¹⁷³, e outros dois exemplares coletados no resgate de fauna da UHE Retiro Baixo, município de Pompéu, em 2012, depositados na Coleção da PUC de Minas Gerais (A.Paglia, com. pess., 2013).



História natural

Phyllomys brasiliensis é uma espécie de tamanho médio, cuja coloração geral do corpo é marrom-ferrugem salpicada de preto. Possui espinhos de ponta alaranjada, relativamente longos e robustos, principalmente na região lombar¹¹⁷³. Este é um roedor arborícola, noturno e provavelmente folívoro, assim como as demais espécies do gênero. Embora as espécies do gênero *Phyllomys* sejam tipicamente encontradas na Mata Atlântica, *P. brasiliensis* foi detectado somente na transição entre os biomas do Cerrado e da Mata Atlântica.

População

A espécie é rara ou de difícil detecção pelos métodos convencionais de captura. Acredita-se que população esteja em declínio¹¹⁶⁸.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A área de distribuição está localizada numa região de expansão de atividades agropecuárias.



Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais: APA Carste de Lagoa Santa, PE do Sumidouro (oficina de avaliação, 2013).

Pesquisas

A espécie não foi mais registrada em Felixlândia, apesar de dois anos de trabalho em busca de novos registros pela equipe de Adriano Paglia (UFMG).

Phyllomys lundi Leite, 2003

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D’Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-da-árvore



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B2ab(iii,iv)

Justificativa

Phyllomys lundi é endêmico do Brasil, com registros de apenas dois indivíduos, um no Rio de Janeiro e outro em Minas Gerais. A REBIO Poço das Antas, onde a espécie ocorre, tem 50 km² e foi também encontrada em Minas Gerais, na “Fazenda do Bené”, sobre a qual a literatura não apresenta nenhuma informação e que se localiza em uma região bastante desmatada. Mesmo assumindo uma área semelhante, a AOO da espécie teria cerca de 100 km² e consiste de apenas duas localizações sujeitas a uma ameaça plausível, o fogo, que recentemente destruiu uma grande porção da REBIO. A área de ocupação e qualidade do *habitat* da espécie foram reduzidas pelo fogo, portanto a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério B2ab(iii,iv).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁴	Minas Gerais: EN
Avaliação global ¹¹⁶⁹	EN B1ab(iii)

Notas taxonômicas

A taxonomia deste grupo tem sido revista frequentemente^{674,1222}.

Distribuição geográfica

A espécie é conhecida apenas de duas localidades, uma no sul do estado de Minas Gerais (Passa Vinte) e outra no Rio de Janeiro (Poço das Antas)¹¹⁷³.



História natural

A espécie é de tamanho médio a grande, 170 g aproximadamente¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 184 a 207 mm¹¹⁷³ e comprimento da cauda similar ou ligeiramente maior que o do corpo. A cauda pode estar ausente em alguns exemplares por ser perdida com certa facilidade. Pelagem espinhosa devido à presença de pelos aristiformes não muito largos. Olhos grandes e vibrissas longas. Membros pequenos com patas largas e curtas; garras fortes em todos os dígitos, exceto no pólex. Coloração geral do dorso variando de castanha a castanho-avermelhada, frequentemente tracejada de preto. Superfície ventral variando de branca a castanho-acinzentada, com a região inguinal e axial branco-amarelada, ou totalmente esbranquiçada. Extremidade proximal da cauda coberta por pelos similares aos do dorso, com o restante coberto por pelos curtos, que ocultam as escamas, extremidade distal coberta por pelos longos que formam um pincel. Parte superior das patas de cor prateada, variando de cinza-clara a amarelada. Quatro pares de mamas, três laterais e uma inguinal^{251,1579}.



População

A espécie é rara ou de difícil detecção pelos métodos tradicionais de captura. Acredita-se que população esteja em declínio¹¹⁶⁹.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Um dos locais de registro não está em área protegida.

Presença em unidades de conservação

Rio de Janeiro: REBIO Poço das Antas.

Pesquisas

São necessárias pesquisas sobre distribuição, biologia e ecologia.

Phyllomys thomasi (Ihering, 1871)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-da-árvore



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)

Justificativa

Phyllomys thomasi é endêmica do Brasil, conhecido apenas na localidade-tipo na Ilha de São Sebastião, São Paulo. A extensão de ocorrência foi estimada em 348 km², área da ilha, sendo considerada como uma localização. Na ilha está inserido o município de Ilhabela, onde tem havido um intenso crescimento populacional com crescente urbanização e ocupação de áreas florestais, queimada, introdução de animais domésticos e empreendimentos turísticos como a construção de um teleférico. Por estes motivos, a espécie foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(iii).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{512,1450}	EN B2ab(iii)
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁶⁸⁶	São Paulo: Ameaçada
Avaliação global ¹¹⁷⁰	EN B1ab(iii)+2ab(iii)

Outros nomes aplicados ao táxon

Echimys thomasi (Ihering, 1871).

Notas taxonômicas

A taxonomia do gênero *Phyllomys* tem sido revista frequentemente^{674,1222}.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, sendo conhecida apenas da sua localidade-tipo, Ilha de São Sebastião, São Paulo^{251,1579}. A extensão de ocorrência foi estimada em 348 km² (área da ilha).



História natural

A espécie é de tamanho médio a grande, 320 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 270 a 287 mm²⁵¹ e comprimento da cauda similar ou ligeiramente maior que o do corpo. A cauda pode estar ausente em alguns exemplares por ser perdida com certa facilidade. Pelagem espinhosa devido à presença de pelos aristiformes não muito largos. Olhos grandes e vibrissas longas. Membros pequenos com patas largas e curtas; garras fortes em todos os dígitos, exceto no pólex. Coloração geral do dorso variando de castanha a castanho-avermelhada, frequentemente tracejada de preto. Superfície ventral variando de branca a castanho-acinzentada, com a região inguinal e axial branco-amarelada, ou totalmente esbranquiçada. Extremidade proximal da cauda coberta por pelos similares aos do dorso, com o restante coberto por pêlos curtos, que ocultam as escamas, extremidade distal coberta por pêlos longos que formam um pincel. Parte superior das patas de cor prateada, variando de cinza-clara a amarelada. Quatro



pares de mamas, três laterais e uma inguinal^{251,1579}. As espécies de *Phyllomys* têm hábito arborícola, noturno e são folívoras¹¹⁷³.

População

Não há informações populacionais, mas acredita-se que a população esteja em declínio¹¹⁷⁰.
Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Na ilha está inserido o município de Ilhabela, onde tem havido um intenso crescimento populacional com crescente urbanização e ocupação de áreas florestais, queimada, introdução de animais domésticos (cães e gatos) e empreendimentos turísticos.

Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}.

Presença em unidades de conservação

São Paulo: PE de Ilhabela.

Phyllomys unicolor (Wagner, 1842)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-saiá



Foto: Daniel Araujo

Categoria de risco de extinção e critérios

Criticamente em Perigo (CR) B1ab(iii)

Justificativa

Phyllomys unicolor é endêmica do Brasil, sendo conhecida apenas do holótipo, coletado em



Caravelas, Bahia. A espécie não é registrada desde pelo menos 1824. Foram realizados esforços específicos recentemente, em 2004 e 2005, no entanto, nenhum indivíduo foi coletado. Considerando a dificuldade de detecção por métodos tradicionais de captura das outras espécies desse mesmo gênero, há expectativa que a espécie ainda possa existir na área. Considerando que sua extensão de ocorrência é de menos de 100 km², consiste em apenas uma localidade e encontra-se em área de mosaico de agricultura, sofrendo portanto queda de qualidade de *habitat*, a espécie foi considerada Criticamente em Perigo (CR), pelo critério B1ab(iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{1171,1450}	CR A4c; B1ab(iii)
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹¹⁷⁴	CR B1ab(iii)

Notas taxonômicas

A taxonomia do gênero *Phyllomys* tem sido revista frequentemente^{674,1222}. O suposto exemplar recente registrado por Leite *et al.*¹¹⁷² é na verdade um *P. pattoni*¹²²², portanto o único espécime confirmado da espécie é o holótipo coletado antes de 1824.

Distribuição geográfica

A espécie só é conhecida do holótipo, coletado antes de 1824 na Colônia Leopoldina (hoje Helvécia), 50 km a sudoeste de Caravelas, Bahia, em altitude 59 metros⁶⁷⁴.



História natural

A espécie é de tamanho médio a grande para o gênero, com comprimento corpo e cabeça 482 mm⁶⁷⁴. Pelagem rígida, mas não espinhosa devido à presença de pelos aristiformes muito estreitos. Olhos grandes e vibrissas longas. Membros pequenos com patas largas e curtas; garras fortes em todos os



dígitos, exceto no pólex. Coloração geral do dorso castanha e superfície ventral castanho-acinzentada. Extremidade proximal da cauda coberta por pelos similares aos do dorso, com o restante coberto por pelos curtos, que ocultam as escamas. Difere das demais espécies de *Phyllomys* pelo tamanho grande, por ter pelos estreitos e rígidos, não espinhosos, e de coloração uniforme ao longo do comprimento. Coloração ferrugem claro no dorso, tornando-se gradualmente amarelado no ventre^{674,1173}. As espécies de *Phyllomys* têm hábito arborícola, noturno e são folívoras¹¹⁷³.

População

Não há informações populacionais sobre a espécie.

Tendência populacional: desconhecida.

Ameaças

A área onde a espécie foi registrada não é protegida e a região vem sofrendo expansão de atividades agropecuárias, principalmente plantação de eucaliptos.

Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}.

Presença em unidades de conservação

Desconhecida.

Pesquisas

Leite e colaboradores conduziram sete expedições à região da localidade-tipo no sul da Bahia, entre outubro de 2004 e julho de 2005, com o objetivo específico de encontrar essa espécie por meio de entrevistas e captura de pequenos mamíferos com armadilhas convencionais¹¹⁷². Apesar de terem registrado a redescoberta dessa espécie em função de um indivíduo jovem coletado¹¹⁷², análises posteriores mostraram que na verdade esse registro é um *P. pattoni*¹²²². Portanto a suposta “redescoberta” dessa espécie não deve ser considerada e seu único registro foi há pelo menos 189 anos atrás. Considerando o pouco que resta na Mata Atlântica no extremo sul da Bahia e a falta de registros dessa espécie durante pouco tempo, ela pode estar extinta. No entanto, informações precisas e confiáveis de moradores locais indicam que ela pode ainda sobreviver na região¹¹⁷³.



Trinomys eliasi (Pessôa & Reis, 1993)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-de-espinho



Foto: Julio Vilela

Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B1ab(ii,iii)

Justificativa

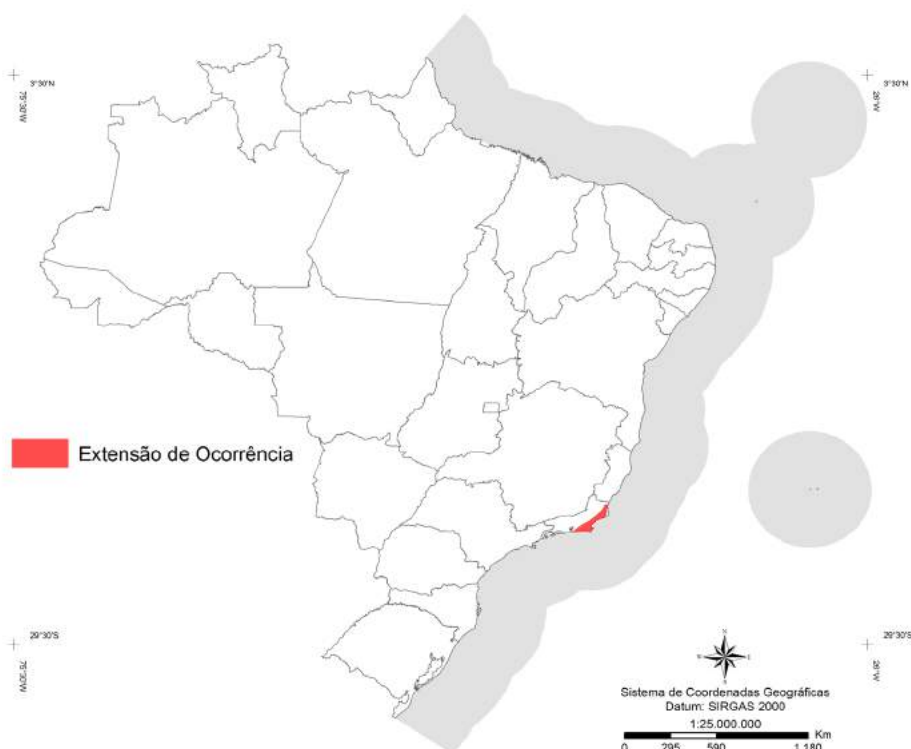
Trinomys eliasi é endêmico do Brasil, sendo registrada em parte do estado do Rio de Janeiro, em região de baixada que se estende ao extremo norte do estado. A extensão de ocorrência é de aproximadamente 5.500 km². Toda a extensão de ocorrência da espécie está sujeita a altas taxas de perda e fragmentação do *habitat*, provocadas pela expansão agropecuária, indústria petrolífera, expansão urbana e mineração. A população encontra-se severamente fragmentada e essas ameaças provocam um declínio da área de ocupação e qualidade do *habitat*. Portanto, a espécie foi classificada como Vulnerável (VU), pelo critério B1ab(ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ¹²⁴⁴	DD
Justificativa para mudança de categoria	Novas ou melhores informações disponíveis
Listas estaduais de espécies ameaçadas ¹⁷⁶	Rio de Janeiro: EN
Avaliação global ³⁰⁵	EN B1ab(iii)

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo apenas em parte do estado do Rio de Janeiro²⁵¹. A espécie tem sido registrada na região de baixada que se estende ao extremo norte do estado do Rio de Janeiro^{96,303}. A área mínima estimada para sustentar uma população é de 250 e 2.500 ha para a estabilidade demográfica e genética, respectivamente³⁰³. A extensão de ocorrência é de aproximadamente 5.500 km², tendo como base os registros em Tavares & Pessôa²²⁶².



História natural

É a maior espécie do gênero, 230 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 197 a 206 mm¹⁷³⁹. As espécies deste gênero têm pelagem espinhosa devido à presença de pelos-guarda aristiformes^{251,1579}. São animais terrestres, habitando planícies arenosas costeiras e ambiente florestais de baixada²²⁶².

População

Não há informações populacionais, mas considerando a perda de *habitat*, deve estar em declínio.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Toda a extensão de ocorrência da espécie está sujeita a altas taxas de perda de *habitat* e fragmentação, provocadas pela expansão agropecuária, indústria petrolífera, expansão urbana e mineração.

Ações de conservação

Brito & Figueiredo³⁰³ sugerem três estratégias de conservação que podem ser úteis como uma primeira abordagem para a conservação da espécie. A primeira estratégia é a proteção das populações conhecidas. Uma população da espécie ocorre na área protegida REBIO Poço das Antas, já a outra ocorre na Barra de Maricá, área não protegida e que sofre altas taxas de distúrbios antrópicos, como despejo ilegal de resíduos e remoção de areia. Portanto, deve ser uma meta a proteção por lei da Barra de Maricá e vizinhanças. A segunda estratégia deve ser a organização de expedições de pesquisa para encontrar outras populações existentes, principalmente entre Saquarema e Cabo Frio, já que esta região está localizada próximo de ambas as áreas de ocorrência da espécie, Barra de Maricá e REBIO Poço das Antas, e ainda mantém sua vegetação original. A terceira estratégia é a pesquisa de possíveis populações existentes em reservas maiores do que a área mínima viável de existência da população (2.500 ha), onde as populações estariam melhor protegidas. São necessárias, também, ações mais efetivas para implementação das unidades de conservação existentes na área de distribuição da espécie.

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata



Atlântica Central^{683a,980}.

Presença em unidades de conservação

Rio de Janeiro: REBIO Poço das Antas, RPPN Fazenda Santa Helena, ESEC de Guaxindiba²²⁶², APA da Bacia do rio São João (D. Raíces, obs. pess., 2013).

Existem, ainda, duas UCs no norte do Rio de Janeiro que são candidatas prováveis a abrigar a espécie: REBIO União e PARNA Restinga Jurubatiba.

Pesquisas

Necessidade de pesquisa sobre a capacidade de deslocamento da espécie entre fragmentos. A espécie é alvo de pesquisa sobre variabilidade genética (W.C.Tavares, com. pess., 2013).

***Trinomys mirapitanga* Lara, Patton & Hingst-Zaher, 2002**

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-de-espinho



Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)

Justificativa

Trinomys mirapitanga é endêmica do Brasil, sendo registrada apenas nos municípios de Porto Seguro e Prado, Bahia, distantes 83 km. Coletas realizadas na região de ocorrência da espécie inclusive em unidades de conservação não registram a espécie. As análises de amostras de *Trinomys* do extremo sul da Bahia e norte do Espírito Santo indicam a presença de outras espécies do gênero, sugerindo que *T. mirapitanga* provavelmente possui distribuição restrita. A extensão de ocorrência é estimada em 1.660 km². Sua área de distribuição está numa região que vem sendo impactada devido à expansão de atividades agropecuárias. A população encontra-se severamente fragmentada e há um declínio da qualidade do *habitat*. Portanto, *T. mirapitanga* foi categorizado como Em Perigo (EN) pelo critério B1ab(iii).

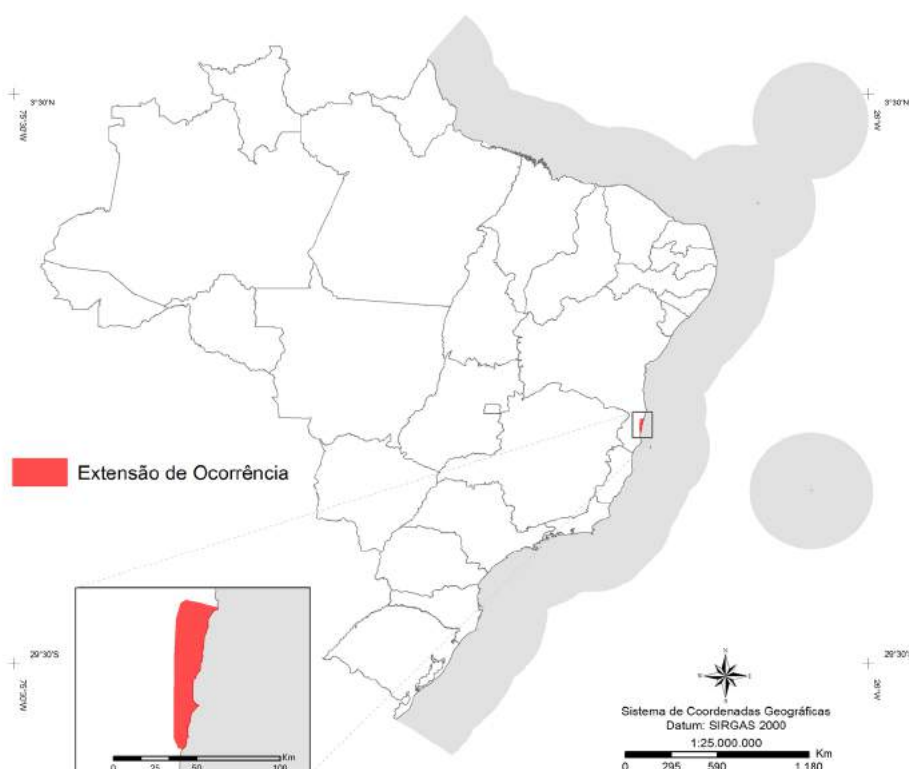


Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ¹⁴⁸⁹	DD

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, sendo conhecida da localidade-tipo, na ESEC Pau Brasil, e no município de Prado, Bahia^{1133,1739}. A extensão de ocorrência é estimada em 1.660 km². As análises de amostras de *Trinomys* do extremo sul da Bahia e norte do Espírito Santo indicam a presença de outras espécies do gênero, sugerindo que *T. mirapitanga* provavelmente possui distribuição restrita¹⁷³⁹. Já foram realizados estudos na região de ocorrência e a espécie não foi detectada em outras áreas.



História natural

A espécie é de tamanho médio a grande, 240 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 225 mm¹¹³³ e cauda igual ou ligeiramente menor que o comprimento do corpo, podendo estar ausente devido à facilidade com que se rompe. As espécies deste gênero têm pelagem espinhosa devido à presença de pelos-guarda aristiformes, coloração geral do dorso castanho-alaranjada, tracejada de preto por pelos-guarda escuros, mais clara nas laterais, e limite bem definido entre as laterais e a superfície ventral, que é totalmente branca. Cauda com pelos curtos que não ocultam as escamas, sendo usualmente escura na superfície superior e clara na parte inferior. Superfície superior das patas clara, dígitos com pelos ungueais claros^{251,1579}.

População

Não há informações populacionais.

Tendência populacional: declinando.



Ameaças

A área de ocorrência está numa região que vem sendo impactada devido à expansão de atividades agropecuárias.

Presença em unidades de conservação

Bahia: PARNA Pau-Brasil.

Trinomys moojeni (Pessôa, Oliveira & Reis, 1992)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-de-espinho



Foto: Roberto Murta/Bicho do Mato

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)

Justificativa

Trinomys moojeni é restrita à parte sul do maciço do Espinhaço, no centro-leste do estado de Minas Gerais. As localidades de coleta foram um ponto em Conceição do Mato Dentro, a 1.200 m de altitude, o PARNA Serra do Cipó e a Reserva Privada Serra do Caraça. Esforços de coleta em outras localidades do maciço do Espinhaço têm resultado em captura de outras espécies de *Trinomys*, mas não de *T. moojeni*, indicando que esta espécie realmente tem uma distribuição bastante restrita nesta região. A extensão de ocorrência (EOO) da espécie é de 1.653 km². Embora a espécie ocorra nas matas das áreas altas, menos suscetíveis ao fogo, incêndios de grandes proporções atingem parcialmente estas áreas, portanto a espécie vem sofrendo declínio continuado em extensão de ocorrência e qualidade do *habitat*. As três localidades de coleta foram consideradas três localizações. Desta forma, *Trinomys moojeni* é categorizado como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(iii).



Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas ⁴³³	Minas Gerais: VU
Avaliação global ⁴⁰²	EN B1ab(iii)

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo na parte sul do maciço do Espinhaço, no centro-leste do estado de Minas Gerais; as localidades de coleta foram um ponto em Conceição do Mato Dentro, a 1.200 m de altitude, o PARNA Serra do Cipó e a RPPN do Caraça^{496,1673,1739}. Esforços de coleta em outras localidades do maciço do Espinhaço têm resultado em captura de outras espécies de *Trinomys*, mas não de *T. moojeni*, indicando que esta espécie realmente tem uma distribuição bastante restrita nesta região. A EOO da espécie, calculada com base nos pontos extremos de ocorrência, é de 1.653 km².



História natural

A espécie é de tamanho médio a grande, 170 gramas¹⁶⁴⁴, cauda igual ou ligeiramente menor que o comprimento do corpo, podendo estar ausente devido à facilidade com que se rompe. Pelagem espinhosa devido à presença de pelos-guarda aristiformes. Coloração geral do dorso castanho-alaranjada, tracejada de preto por pelos-guarda escuros, mais clara nas laterais. Limite bem definido entre as laterais e a superfície ventral, que é totalmente branca. Cauda com pelos curtos que não ocultam as escamas, sendo usualmente escura na superfície superior e clara na parte inferior. Superfície superior das patas clara, dígitos com pelos ungueais claros^{251,1579}. A espécie tem hábito terrestre e dieta frugívora-granívora¹⁶⁴⁴. Espécies de *Trinomys* vivem na floresta Atlântica, em florestas perenes e semidecíduas, sendo que algumas espécies também são encontradas em algumas vegetações xerófilas de dunas e em áreas de transição entre Cerrado e Caatinga^{251,1579}. As fêmeas de *T. moojeni* são mais territorialistas em relação aos machos, que se dispersam mais nas áreas onde ocorrem ao longo do ano⁴⁹⁶.

Cordeiro Jr. e Talamoni⁴⁹⁶ encontraram evidências de atividade reprodutiva em todos os adultos,



indicando ausência de sazonalidade reprodutiva.

População

A população está diminuindo⁴⁰².

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

A espécie é restrita a áreas altas, e seu *habitat* pode ser atingido por incêndios, como já ocorrido no PARNA da Serra do Cipó.

Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}.

Presença em unidades de conservação

Minas Gerais: PARNA da Serra do Cipó³⁵⁰, RPPN do Caraça⁴⁹⁷.

Trinomys yonenagae (Rocha, 1995)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Echimyidae

Nome comum: rato-de-espinho



Foto: USP Ribeirão Preto

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(ii,iii)

Justificativa

Trinomys yonenagae ocorre apenas na Bahia, sendo restrita às dunas arenosas da margem esquerda do rio São Francisco, nos municípios de Ibiraba a Queimadas. A extensão de ocorrência (EOO) da espécie é de 4.982 km². As dunas do médio São Francisco, onde a espécie ocorre, estão sofrendo forte



perda de *habitat* devido à extração de areia e à extração de lenha, que podem causar fragmentação severa da população. A distribuição geográfica da espécie não inclui nenhuma área protegida. Desta forma, *Trinomys yonenagae* foi categorizada como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(ii,iii).

Outras avaliações

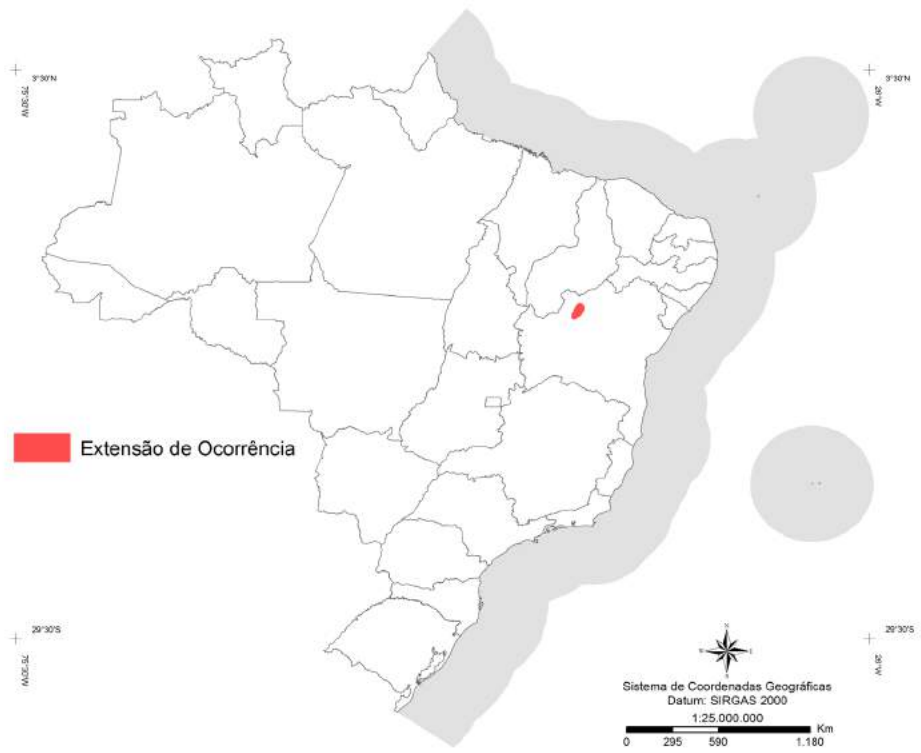
Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global ⁴⁰³	EN B1ab(iii)

Outros nomes aplicados ao táxon

Proechimys yonenagae Rocha, 1995.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo apenas em dunas arenosas no estado da Bahia, na margem esquerda do rio São Francisco¹⁸⁹⁶. A espécie é conhecida dos municípios de Alagoado, Casa Nova, Sento-Sé, Pilão Arcado, Barra, Queimadas, Ibirabá e Xique Xique^{792,1896}.



História natural

A espécie é pequena, comparada com outros *Trinomys*, 180 gramas¹⁶⁴⁴, com comprimento corpo e cabeça 187 a 195 mm¹⁸⁹⁶ e cauda com um tufo final de pelos de duas cores¹⁸⁹⁶. O cariótipo da espécie apresenta $2n = 54$ e $NF = 104$ ¹¹⁴⁶.

Santos & Lacey²⁰²⁸ demonstraram que adultos de *T. yonenagae* compartilham sistemas de galeria, o que sugere que indivíduos desta espécie, ao contrário de outras espécies de *Trinomys*, tendem a ser sociais. A espécie tem hábito semi-fossorial, construindo galerias²⁰²⁸. A espécie é encontrada na vegetação xerófila de dunas¹⁸⁹⁶.



População

Não há informações populacionais, mas acredita-se que a população esteja em declínio⁴⁰³.
Tendência populacional: declinando.

Ameaças

As dunas do médio São Francisco, onde a espécie ocorre, estão sob forte ameaça de perda de *habitat* devido à extração de areia e extração de lenha, que ameaça a estabilidade das dunas. Além disto, o local tem potencial turístico que pode vir a representar uma ameaça às populações da espécie.

Ações de conservação

A espécie é restrita às dunas do médio São Francisco, que estão sob forte pressão. É recomendada a criação de uma unidade de conservação de proteção integral abrangendo a distribuição geográfica desta espécie.

Presença em unidades de conservação

Não há registros da espécie em unidades de conservação.

Pesquisas

A espécie tem sido alvo de pesquisas relacionadas ao comportamento social de roedores^{34,376,792,1254,1255,1941}.

Chaetomys subspinosus (Olfers, 1818)

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Erethizontidae

Nomes comuns: ouriço-preto, gandú



Foto: Marco Antônio de Freitas



Categoria de risco de extinção e critérios

Vulnerável (VU) B2ab(ii,iii)

Justificativa

Chaetomys subspinosus é endêmico do Brasil, ocorrendo na Mata Atlântica do sul do Espírito Santo ao extremo sul de Sergipe. A espécie prefere as florestas primárias e secundárias mais avançadas, evitando outras formações vegetais como capoeira e cabruca. A extensão de ocorrência calculada foi de aproximadamente 53.326 km². Estima-se que existam menos de 3% da cobertura original de floresta para ser utilizada como *habitat* pela espécie. Com esse valor, estima-se que a área de ocupação máxima é de aproximadamente 1.600 km², estando severamente fragmentada. A completa remoção ou simplificação das florestas, incluindo restingas arbóreas, representa um dos principais fatores de ameaça para a espécie, por ser essa uma espécie estritamente arborícola e dependente da estrutura florestal nativa. Além disso, fatores como fogo e caça devem ser levados em consideração, uma vez que nas áreas de bordas esse animal pode ser mais vulnerável a esses eventos e ter limitada capacidade de fuga. A espécie ainda apresenta baixa taxa reprodutiva e elevados níveis de endogamia no sul da Bahia. Desta forma, a espécie é categorizada como Vulnerável (VU), pelo critério B2ab(ii,iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior ^{431,1450}	VU A2cd
Listas estaduais de espécies ameaçadas ^{687a}	Espírito Santo: VU
Avaliação global ⁴⁰⁴	VU B1ab(ii,iii,iv)

Notas taxonômicas

Até recentemente sua alocação na família Erethizontidae era controversa, sendo defendida por vários especialistas sua inclusão junto à família Echimyidae²³⁹⁶.

Distribuição geográfica

A espécie é endêmica do Brasil, ocorrendo na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, nordeste de Minas Gerais, extremo sul de Sergipe, Espírito Santo e extremo norte do Rio de Janeiro⁸³⁴. A espécie não foi registrada no Rio de Janeiro em investigações recentes (G. Giné, com. pess., 2013).

A extensão de ocorrência para a espécie foi calculada em 53.326 km². Para o cálculo foi excluída o extremo norte do Rio de Janeiro e uma região que abrange o norte do Espírito Santo e extremo sul da Bahia, já que não há registros da espécie nessa área, apesar do intenso esforço de procura (G. Giné, com. pess., 2013). Assim, para o cálculo da extensão de ocorrência foram considerados dois polígonos, um que inclui a área do sul da Bahia até o Sergipe, e outra no centro-sul do Espírito Santo. Estima-se que existam menos de 3% da cobertura original de floresta para ser utilizada como *habitat* pela espécie⁸³⁴, o que resulta em uma área de ocupação estimada em 1.600 km².



História natural

A espécie é de tamanho grande, 1,3 quilos¹⁶⁴⁴, com comprimento de cabeça e corpo de 380 a 450 mm⁶⁷³, corpo densamente coberto por espinhos cilíndricos, mais curtos e pontudos (~15 mm) na cabeça e nos ombros e mais longos e rombudos (~50 mm) no restante do dorso, nos membros posteriores e na base da cauda. Espinhos maiores apresentando uma banda subapical mais escura, de comprimento variável que, junto às cores mais claras das partes distal e proximal dos espinhos, proporciona uma coloração castanho-clara ao dorso. Ventre coberto com cerdas achatadas, um pouco mais claro que o dorso. Cabeça arredondada, orelhas curtas, focinho glabro e patas posteriores castanhas. Cauda preênsil, bem grossa e recoberta de espinhos na base, mas afinada e recoberta de cerdas em direção à ponta, que é bem fina e quase nua, e menor do que o comprimento do corpo^{251,1579}.

A espécie é folívora, consumindo principalmente folhas jovens e de espécies pioneiras, apesar de se alimentar ocasionalmente de flores e frutos¹¹⁹⁷. Tem hábito arborícola, solitário, noturno e habita principalmente locais com alta complexidade vertical de vegetação, como florestas e áreas de borda na Mata Atlântica. As áreas de borda foram preferidas para o repouso diurno, alimentação e deposição das fezes, indicando que a espécie é especializada no uso dessas áreas⁸³⁴. *C. subspinosus* prefere as florestas nativas e raramente utiliza seringais e capoeiras⁸³⁴. A área de vida da espécie varia de 0,4-5,9 ha⁸³⁴ a 15,81 ha²⁴⁶⁶.

População

A população está diminuindo⁴⁰⁴, porém não é possível quantificar seu declínio.
Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Estima-se que existam menos de 3% da cobertura original de floresta para ser utilizada como *habitat* pela espécie⁸³⁴. A completa remoção ou simplificação das florestas, incluindo restingas arbóreas, representa um dos principais fatores de ameaça para a espécie, por ser essa uma espécie estritamente arborícola e dependente da estrutura florestal nativa. Além disso, fatores como fogo e caça devem ser



levados em consideração, uma vez que nas áreas de bordas esse animal pode ser mais vulnerável a esses eventos e ter limitada capacidade de fuga. No entanto, a perda de *habitat* é a principal ameaça detectada para a conservação a longo-prazo da espécie⁸³⁴. A espécie ainda apresenta baixa taxa reprodutiva e elevados níveis de endogamia no sul da Bahia⁶⁹⁸, estando a população severamente fragmentada nos remanescentes de Mata Atlântica.

Ações de conservação

A espécie está inserida no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central^{683a,980}. Ações que visem à preservação e restauração das florestas nativas são primordiais para a conservação dessa espécie⁸³⁴.

Presença em unidades de conservação

Bahia: PARNA do Descobrimento, PARNA e Histórico do Monte Pascoal, PARNA Pau Brasil, REBIO de Una;

Espírito Santo: PE Paulo César Vinha, REBIO do Córrego Veado, REBIO do Córrego Grande, REBIO de Comboios, REBIO de Nova Lombardia, REBIO de Sooretama.

Coendou speratus Mendes Pontes, Gadelha, Melo, Sá, Loss, Caldara Junior, Costa & Leite, 2013

Cibele Rodrigues Bonvicino, Paulo Sérgio D'Andrea, Alexandra Maria Ramos Bezerra, Alexandre Percequillo, Alexandre Portella, Alexandre Uarth Christoff, Alzira Maria Almeida, Ana Paula Carmignotto, Claudia Regina Silva, Daniel Santana Lorenzo Raices, Diogo Loretto Medeiros, Erika Hingst-Zaher, Fabiano Araujo Fernandes, Gilson Evaristo Ximenes, Gisele Lessa, Janio Moreira, João Alves de Oliveira, Jorge Cherem, Liliani Marília Tiepolo, Marcelo Lima Reis, Marcelo Weksler, Martin Roberto Alvarez, Michel Barros Faria, Pablo Rodrigues Gonçalves, Paulo Henrique Asfora L. Peres, Roberta Paresque, Roberto Val Vilela, Thales Ochotorena de Freitas & Yuri Reis Leite

Ordem: Rodentia

Família: Erethizontidae

Nomes comuns: coandu-mirim,
ouriço-cacheiro



Foto: Marco Antônio de Freitas

Categoria de risco de extinção e critérios

Em Perigo (EN) B1ab(iii)

Justificativa

Coendus speratus é endêmico do Brasil, ocorrendo na Mata Atlântica da região do Centro de



Endemismo de Pernambuco. Sua extensão de ocorrência é calculada em 4.536 km², sendo registrado recentemente em apenas quatro fragmentos de Pernambuco e um de Alagoas, este último em uma unidade de conservação. A região onde ocorre é totalmente fragmentada devido a plantações de cana de açúcar. Além disso, a extração seletiva de madeira, incêndios intencionais, presença de animais domésticos e caça são consideradas ameaças a espécie. Portanto, a espécie é classificada como Em Perigo (EN), pelo critério B1ab(iii).

Outras avaliações

Avaliação nacional anterior	Não consta
Listas estaduais de espécies ameaçadas	Não consta
Avaliação global	Não consta

Distribuição geográfica

Coendou speratus é endêmica do Brasil, ocorrendo na região de Mata Atlântica do Centro de Endemismo de Pernambuco¹³⁷⁵. A espécie foi recentemente descrita a partir de registros em Pernambuco e de um registro de quase 60 anos no estado de Alagoas¹³⁷⁵. Foi registrada em apenas quatro fragmentos de Mata Atlântica, de 23 estudados, com tamanhos entre 94 e 470 ha¹³⁷⁵. Mais recentemente foi registrado um indivíduo na ESEC Muricí, no município de Viçosa, em Alagoas, a cerca de 105 km da localidade-tipo e 60 km a leste do antigo registro de Alagoas¹⁵¹⁶. A área de ocupação (AOO) da espécie, calculada pela soma das áreas dos fragmentos onde a espécie foi registrada, é de cerca de 71 km². A extensão de ocorrência, calculada com base no mínimo polígono convexo que liga seus registros, foi estimada em cerca de 4.536 km².



História natural

Coendou speratus é uma espécie de pequeno porte e cauda longa; não tem pelos longos, parecendo ser completamente espinhoso. Os espinhos dorsais têm pontas vermelhas acastanhadas que contrastam visivelmente com o dorso enegrecido. O entalhe sigmóide da mandíbula é superficial, o côndilo e coronóide possuem a mesma altura, que delimita um entalhe superficial e sigmóide quadrada. As bolhas auditivas possuem formato de rim, são infladas anteriormente, e cada um tem um pequeno



conduto auditivo externo. As concavidades esfenopalatinas estão presentes na maioria dos espécimes examinados¹³⁷⁵.

A espécie foi observada em uma área de floresta tropical submontana densa onde somente topos de morros estão preservados, mas acredita-se que seu *habitat* pode incluir outros tipos de floresta ao longo da costa atlântica do nordeste do Brasil, como florestas tropicais de dossel aberto e florestas estacionais decíduais, no entanto a maioria desses tipos de floresta foram destruídos na região¹³⁷⁵. Em Alagoas também foi registrada em floresta submontana¹⁵¹⁶.

População

Não há informações populacionais.

Tendência populacional: declinando.

Ameaças

Os fragmentos onde a espécie foi registrada são pequenos e totalmente isolados devido à plantação de cana. Além disso, a extração seletiva de madeira, incêndios intencionais, presença de animais domésticos e caça são considerados ameaças à espécie¹³⁷⁵. Mesmo na unidade de conservação onde a espécie foi registrada em Alagoas, há impactos negativos, como caça, presença de gado e algumas plantações¹⁵¹⁶.

Presença em unidades de conservação

Alagoas: ESEC Murici, APA Estadual de Murici¹⁵¹⁶ (oficina de avaliação, 2013).



Referências Bibliográficas

1. Abba, A.M. & Superina, M. 2010. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. **Edentata**, 11 (2): 135–184.
2. Abril, V.V. & Duarte, J.M.B. 2008. Chromosome polymorphism in the Brazilian dwarf red brocket deer, *Mazama nana* (Mammalia, Cervidae). **Genetics and Molecular Biology**, 31 (1): 53–57.
3. Abril, V.V.; Vogliotti, A.; Varela, D.M.; Duarte, J.M.B. & Cartes, J.L. 2010. Brazilian Dwarf Brocket Deer *Mazama nana* (Hensel 1872), p.160–165. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.
4. Acosta, N.A.; Corrêa, A.A. & Groch, K.R. 2007. **Ocorrência de grupos sociais de *Eubalaena australis* na APA da Baleia Franca, SC, Brasil**. In: Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, COLACMAR. Anais. Florianópolis, SC.
5. Affonso, R.O. 1998. ***Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) (Mammalia, Perissodactyla) em uma área de floresta subtropical no sul do Brasil: Dieta, uso da área e densidade populacional**. Dissertação (Mestrado). Universidade do Rio de Janeiro. 90p.
6. Agoramoorthy, G. & Hsu, M.J. 2000. Extragroup copulation among wild red howler monkeys in Venezuela. **Folia Primatologica**, 71 (3): 147–151.
7. Aguiar, L.M.S.; Machado, B.R.; Ditchfield, A.; Zortéa, M.; Marinho-Filho, J. & Coelho, D. 2006. **Plano de Ação para Conservação do Morceguinho-do-Cerrado no Brasil (*Lonchophylla dekeyseri*)**. Ministério do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 93p.
8. Aguiar, L.M.S. & Zortéa, M. 2008. Composição de espécies de morcegos do Cerrado. In: Pacheco, S.; Fabián, M. & Esbérard, C. (eds.). **Morcegos do Brasil: biologia, ecologia e conservação**. Editora Armazém Digital. 574p.
9. Aguiar, L.M.; Ludwig, G.; Roper, J.J.; Svoboda, W.K.; Navarro, I.T. & Passos, F.C. 2011. Howler and capuchin monkey densities in riparian forests on islands and adjacent shores on the Upper Paraná River, southern Brazil. **Neotropical Primates**, 18 (2): 39–43.
10. 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): 898–906.
11. Aguiar, L.M.; Mellek, D.M.; Abreu, K.C.; Boscarato, T.G.; Bernardi, I.P.; Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. 2007. Sympatry between *Alouatta caraya* and *Alouatta clamitans* and the rediscovery of free-ranging potential hybrids in southern Brazil. **Primates**, 48 (3): 245–248.
12. Aguiar, L.M.S.; Brito, D. & Machado, B.R. 2010. Do Current Vampire Bat (*Desmodus rotundus*) Population Control Practices Pose a Threat to Dekeyser's Nectar Bat's (*Lonchophylla dekeyseri*) Long-Term Persistence in the Cerrado? **Acta Chiropterologica**, 12 (2): 275–282.
13. Aguiar, L.M.S. 2008. *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima, 1983, p.715–716. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
14. Aguilar, A. 2009. Fin Whale (*Balaenoptera Physalus*), p.1316. In: Perrin, W.F.; Würsig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press.
15. Aguirre, A.C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy) – Situação atual da espécie no Brasil, p.53. In: **Anais da Academia Brasileira de Ciências**.



16. Aguirre, L.F.; Lens, L. & Matthysen, E. 2003. Patterns of roost use by bats in a neotropical savanna: implications for conservation. **Biological Conservation**, 111: 435–443.
17. Ahumada, J.A.; Stevenson, P.R. & Quiñones, M.J. 1998. Ecological response of spider monkeys to temporal variation in fruit abundance: the importance of flooded forest as a keystone *habitat*. **Primate Conservation**, 18: 10–14.
18. Ahumada, J.A. 1989. Behavior and social structure of free ranging spider monkeys (*Ateles belzebuth*) in La Macarena. **Field Studies of New World Monkeys**, 2: 7–31.
19. Ahumada, J.A. 1990. Changes in size and composition in a group of spider monkeys at La Macarena (Colombia). **Field Studies of New World Monkeys**, 4: 57–60.
20. Albernaz, A.L.K.M. 1997. Home range size and *habitat* use in the Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **International Journal of Primatology**, 18 (6): 887–887.
21. Albert, B. & Milliken, W. 2009. **URIHI A: a Terra-Floresta Yanomami**. Instituto Socioambiental. 207p.
22. Albuquerque, C. & Marcovaldi, G.M. 1982. **Ocorrência e distribuição do peixe-boi marinho no litoral brasileiro (Sirenia, Trichechidae, *Trichechus manatus*, Linnaeus 1758)**. In: 1º Simpósio Internacional sobre a utilização de ecossistemas costeiros: planejamento, poluição e produtividade. Anais. 384-385p. Rio Grande, RS.
23. Albuquerque Jr., D.P. 2003. **Descrição histológica do tecido ósseo do domo timpânico, estimativa de idade e crescimento em cativeiro do peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Natterer, 1883) Mammalia, Sirenia**. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 90p.
24. Alencar, A.B. 2010. **Caracterização batimétrica, sedimentológica e geoquímica do estuário do Rio Mamanguape – PB**. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal de Pernambuco. 155p.
25. Alencar Junior, C.G.; Montenegro, H.L.M.; Valadares, V.C.; Nogueira, E.E.; Vicentim, M.M.P. & Vasconcelos, M.K. 2011. **Curso bugio na mata: a natureza agradece - despertando valores ambientais**. In: I Congresso de Áreas Verdes. Secretaria do Verde e do Meio Ambiente.
26. Alfaro, J.W.L.; Boubli, J.P.; Olson, L.E.; Di Fiore, A.; Gutierrez-Espeleta, G.A.; Chiou, K.L.; Schulte, M.; Neitzel, S.; Ross, V.; Schwochow, D.; Nguyen, M.T.T.; Farias, I.; Janson, C.H. & Alfaro, M.E. 2012. Explosive Pleistocene range expansion leads to widespread Amazonian sympatry between robust and gracile capuchin monkeys. **Journal of Biogeography**, 39: 272–288.
27. Alfaro, J.W.L.; Silva Júnior, J.S. & Rylands, A.B. 2012. How different are robust and gracile capuchin monkeys? An argument for the use of *Sapajus* and *Cebus*. **American Journal of Primatology**, 7: 273–286.
28. Alfaro, J.W.L. 2005. Male mating strategies and reproductive constraints in a group of wild tufted capuchin monkeys (*Cebus apella nigrinus*). **American Journal of Primatology**, 67: 313–328.
29. Alho, C.J.R. & Lacher, J.R. 1988. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, Sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: Levantamento preliminar de espécies. **Revista Brasileira de Biologia**, 48 (2): 213–225.
30. Almeida, A.S. & Vieira, I.C.G. 2010. Centro de Endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Revista de Estudos Universitários (REU)**, 36 (3): 95–111.
31. Almeida, M.A.B.; Dos Santos, E.; Cardozo, J.C.; Fonseca, D.F.; Noll, C.A.; Silveira, V.R.; Maeda, A.Y.; Souza, R.P.; Kanamura, C. & Brasil, R.A. 2012. Yellow fever outbreak affecting *Alouatta* populations in Southern Brazil (Rio Grande do Sul State), 2008-2009. **American Journal of Primatology**, 74: 68–76.



32. Almeida-Silva, B.; Cunha, A.A.; Boubli, J.P.; Mendes, S.L. & Strier, K.B. 2005. Population density and vertical stratification of four primate species at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, 13 (suppl.): 25–29.
33. Alonso, M.B.; Eljarrat, E.; Gorga, M.; Secchi, E.R.; Bassoi, M.; Barbosa, L.; Bertozzi, C.P.; Marigo, J.; Cremer, M.; Domit, C.; Azevedo, A.F.; Dorneles, P.R.; Torres, J.P.M.; Lailson-brito, J.; Malm, O. & Barceló, D. 2012. Natural and anthropogenically-produced brominated compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: Another risk to a vulnerable species. **Environmental Pollution**, 170: 152–160.
34. Alves, I.M.M. 2008. **A influência do tempo de permanência em cativeiro sobre o comportamento: Um estudo de caso com *Trinomys yonenagae* (Rodentia: Echimyidae)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento). Universidade Federal da Bahia. 64p.
35. Alves, M.C. 1986. Novas localizações do mono carvoeiro, *Brachyteles arachnoides* (Cebidae, Primates) e situação atual do Parque Nacional do Caparaó, p.530. In: de Mello, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr).
36. Alves, M.C. 1986. Observações sobre o *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903) na Estação Ecológica de Caratinga - EBC/FBCN, MG (Callitrichidae, Primates), p.205–206. In: de Mello, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr).
37. Alves, M.D.O.; Borges, J.C.G.; Kinas, P.G.; Costa, A.F.; Normande, I.C. & Araújo, M.E. 2010. **Estimativa Populacional e Distribuição de Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) para o Primeiro Levantamento Aéreo no Nordeste do Brasil**. In: XIV Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Florianópolis, SC.
38. Alves, S.L. & Bissagio, E.L. 2010. **Levantamento preliminar de mamíferos da Reserva Biológica do Guaporé, Rondônia, Brasil**. In: Seminário de Pesquisa e Iniciação Científica do Instituto Chico Mendes. ICMBio/MMA. Brasília, DF.
39. Alves, S.L.; Lopes, M.A. & Santos Júnior, C.C. 2012. **Associações interespecíficas entre primatas na Reserva Biológica do Guaporé, Brasil**. In: VI Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Anais. SBMz/Embrapa Pantanal/UFMS.
40. Alves, S.L.; Zaú, A.S. & Silva, S.P. 2005. **Ocorrência de primatas em unidades de conservação na região do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro**. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil. SEB/USP.
41. Alves, S.L. & Zaú, A.S. 2007. Aspectos ecológicos de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 na Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta, Rio de Janeiro, Brasil. **Neotropical Primates**, 14 (3): 127–130.
42. Alves, S.L. 2005. Records of primates at Itatiaia National Park, Brazil. **Neotropical Primates**, 13 (2): 36–37.
43. Alves, S.L. 2006. **Recentes observações de primatas na Reserva Biológica do Guaporé, Rondônia**. In: I Congresso Sul-Americano de Mastozoologia. Anais. ICSMZ/SAREM/SBMz/ABIMA.
44. Alves, S.L. 2013. **Efeitos do Tipo de Floresta e da Estrutura de Habitat em Assembleias de Primatas no Sudoeste da Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Pará. 56p.
45. Alves, T.R. 2009. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico vegetacional na Fazenda Experimental Edgárdia, UNESP, Botucatu/SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. 111p.
46. Alves-Júnior, T.T.; Ávila, F.J.C.; Oliveira, J.A.; Furtado-Neto, M.A.A. & Monteiro-Neto, C. 1996. Registros de cetáceos para o litoral do estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, 3 (1-2): 79–92.



47. Amaral, P.J.S.; Finotelo, L.F.M.; Oliveira, E.H.C.; Pissinatti, A.; Nagamachi, C.Y. & Pieczarka, J.C. 2008. Phylogenetic studies of the genus *Cebus* (Cebidae: Primates) using chromosome painting and G-banding. **BMC Evolutionary Biology**, 8 (2002): 169.
48. Amaral, R.S.; Rosas, F.C.W.; Graham, L.H.; da Silva, V.M.F. & Oliveira, C.A. 2014. First attempt to monitor luteinizing hormone and reproductive steroids in urine samples of the Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*). **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, 45 (4): 843–851.
49. Amaral, R.S.; Rosas, F.C.W.; Da Silva, V.M.F.; Graham, L.H.; Viau, P.; Nichi, M. & Oliveira, C.A. 2015. Seasonal variation in urinary and salivary reproductive hormone levels in Amazonian manatees (*Trichechus inunguis*). **Reproduction, Fertility and Development**, 27 (7): 1065–1071.
50. Amaral, R.S.; Rosas, F.C.W.; da Silva, V.M.F.; Nichi, M. & Oliveira, C.A. 2013. Endocrine monitoring of the ovarian cycle in captive female Amazonian manatees (*Trichechus inunguis*). **Animal Reproduction Science**, 142 (1-2): 84–88.
51. Amaral, R.S.; da Silva, V.M.F.; D’Affonseca Neto, J.A.; Ribeiro, D.; Lazzarini, S.M. & Rosas, F.C.W. 2014. **Estimativa de maturidade sexual em peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis***. In: 16º Reunión de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur (RT) / X Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos (SOLAMAC). Libro de Resúmenes. Cartagena, Colômbia.
52. Amboni, M.P.M. 2007. **Dieta, disponibilidade alimentar e padrão de movimentação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais.
53. AML, Associação Mico Leão Dourado. 2005. **Relatório Anual 2004**.
54. AMPA, Associação Amigos do Peixe Boi. 2010. **Relatório Técnico parcial – PPA, Programa Petrobrás Ambiental**. 250p.
55. Anacleto, T.C.S. & Marinho-Filho, J. 2001. Hábito alimentar do tatu-canastra (*Xenarthra*, Dasypodidae) em uma área de cerrado do Brasil Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18 (3): 681–688.
56. Anacleto, T.C.S. 1997. **Dieta e utilização de habitat do tatu-canastra (*Priodontes maximus* Kerr, 1792) numa área de cerrado do Brasil central**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 63p.
57. AnAge, The Animal Ageing and Longevity Database. 2012. **HAGR (Human Ageing Genomic Resources)**. <http://genomics.senescence.info/species/>. (Acesso em 2012).
58. Anderson Jr., C.R. & Lindzey, F. 2010. Cougar management in North America: United States, p.41–54. In: Hornocker, M.G. & Sharon, N. (eds.). **Cougar: ecology and conservation**. The University of Chicago Press.
59. Anderson, S. 1997. Mammals of Bolivia: Taxonomy and distribution. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, 231: 1–652.
60. De Andrade, A.F.B.; Bonvicino, C.R.; Briani, D.C. & Kasahara, S. 2004. Karyologic diversification and phylogenetic relationships of the genus *Thalpomys* (Rodentia, Sigmodontinae). **Acta Theriologica**, 49 (2): 181–190.
61. Andrade, M.C.M.; Luna, F.O. & Reis, M.L. 2011. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Sirênios: peixe-boi-da-Amazônia: *Trichechus inunguis* e peixe-boi-marinho: *Trichechus manatus***. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 80p.
62. Andreazzi, C.S.; Rademaker, V.; Gentile, R.; Herrera, H.M.; Jansen, A.M. & D’Andrea, P.S. 2010.



Population ecology of small rodents and marsupials in a semi-deciduous tropical forest of the southeast Pantanal, Brazil. **Zoologia**, 28 (6): 762–770.

63. Andresen, K. 1906. On the bat of genera *Micronycteris* and *Glyphonycteris*. **Annals & Magazine of Natural History**, 7 (18): 50–65.

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

65. Andriolo, A.; Kinas, P.G.; Engel, M.H.; Martins, C.C.A. & Rufino, A.M. 2010. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. **Endangered Species Research**, 11: 233–243.

66. Andriolo, A.; Paranhos da Costa, M.J. Piovezan, U.; Torres, H.A. & Duarte, J.M.B. 2003. Activity period of Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) monitored by telemetry. **Revista de Etologia**, 5: 141–142.

67. Andriolo, A.; Rocha, J.M.; Zerbini, A.N.; Simões-Lopes, P.C.; Moreno, I.B.; Lucena, A.; Danilewicz, D. & Bassoi, M. 2010. Distribution and relative abundance of large whales in a former whaling ground off eastern South America. **Zoologia**, 27: 741–750.

68. De Angelo, C.; Paviolo, A. & Di Bitetti, M. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, 17: 422–436.

69. Antonietto, L.A. & Mendes, F.D.C. 1994. São Francisco Xavier: A new site for primatological research and conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Primates**, 2 (3): 3–4.

70. Antunes, A. Z. & Eston, M. R. 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): 201–215.

71. Anzolin, D.G.; Sarkis, J.E.S.; Diaz, E.; Soares, D.G.; Serrano, I.L.; Borges, J.C.G.; Souto, A.S.; Taniguchi, S.; Montone, R.C.; Bainy, A.C.D. & Carvalho, P.S.M. 2012. Contaminant concentrations, biochemical and hematological biomarkers in blood of West Indian manatees *Trichechus manatus* from Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 64: 1402–1408.

72. Aquino, R. & Bodmer, R.E. 2006. Distribution and abundance of *Ateles belzebuth* E. Geoffroy and *Ateles chamek* Humboldt (Cebidae: Primates) in the Pacaya Samiria National Reserve, Peru. **Revista Peruana de Biología**, 13 (1): 103–106.

73. Aquino, R.; Cornejo, F.M. & Heymann, E.W. 2013. Primate abundance and *habitat* preferences on the lower Urubamba and Tambo rivers, central-eastern Peruvian Amazonia. **Primates**, 54: 377–383.

74. Aquino, R.; Cornejo, F.M.; Pezo, E. & Heymann, E.W. 2013. Distribution and abundance of white-fronted spider monkeys, *Ateles belzebuth* (Atelidae), and threats to their survival in Peruvian Amazonia. **Folia Primatologica**, 84 (1): 1–10.

75. Aquino, R. & Encarnación, F. 1994. Primates of Peru / Los Primates del Perú. **Primate Report**, 40: 1–127.

76. Aquino, R. & Puertas, P. 1997. Observations of *Speothos venaticus* (Canidae: Carnivora) in its natural *habitat* in Peruvian Amazonia. **Zeitschrift für Säugetierkunde**, 62: 117–118. SEP 77. Aragona, M. & Setz, E.Z.F. 2001. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. **Journal of Zoology**, 254: 131–136.

78. Araripe, J.; Tagliaro, C.H.; Rêgo, P.S.; Sampaio, I.; Ferrari, S.F. & Schneider, H. 2008. Molecular phylogenetics of large-bodied tamarins, *Saguinus* spp. (Primates, Platyrrhini). **Zoologica Scripta**, 37



(5): 461–467.

79. Araújo, C.C. & da Silva, V.M.F. 2010. **Recomendações para a conservação do boto *Inia geoffrensis* no rio Araguaia**. Ofício ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Brasília (DF).

80. Araújo, C.C. 2010. **Distribuição e estimativas populacionais do boto *Inia geoffrensis* (de Blainville, 1817) (Iniidae) no médio rio Araguaia (Brasil Central)**. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brazil.

81. Araújo Júnior, J.P. & Duarte, J.M.B. 2001. Estudo sorológico e avaliação do estado de portador do vírus da Febre Aftosa em cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) da Bacia do Rio Paraná, *In*: Duarte, J.M.B. (ed.). **O Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) de Porto Primavera: Resultado de dois anos de pesquisa**. Relatório técnico. FUNEP/CESP: CD ROM.

82. Araújo Júnior, J.P.; Nogueira, M.F.; Cruz, T.F. & Haigh, J.C. 2010. Viral Diseases, *In*: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.

83. Araújo, M.B.; Bione, C.B.C. & Schiel, N. 2009. **Levantamento de sinais acústicos em *Cebus flavius* na natureza**. *In*: IX Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão. Anais.

84. De Araújo, R. M.; de Souza, M. B. & Ruiz-Miranda, C. R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas unidades de conservação do Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia Zoologia**, 98 (3): 391–396.

85. Araújo, R.M. 2009. **Ocorrência e densidade populacional de bugio (*Alouatta guariba* Lacépède, 1799) e macaco-prego (*Cebus nigratus* Erxleben, 1777) em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Norte Fluminense. 98p.

86. Arita, G.M.M.; Morato, R.G.M. & Duarte, J.M.B. 1997. Língua Azul e/ou Doença Epizootica Hemorrágica, p.114–126. *In*: Duarte, J.M.B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. FUNEP, Jaboticabal, SP.

87. Arita, H.T.; Robinson, J.G. & Redford, K.H. 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. **Conservation Biology**, 4 (2): 181–192.

88. Armada, J.L.; Barroso, C.M.L.; Lima, M.M.C.; Muniz, J.A.P.C. & Seuánez, H.N. 1987. Chromosome studies in *Alouatta belzebul*. **American Journal of Primatology**, 13: 283–296.

89. Armada, J.P.; Pereira, L.A.; Filho, P.G.S. & Seuánez, H.N. 1983. Chromosome number in *Akodon reinhardti* Langguth, 1975 (Rodentia, Cricetidae). **Mammalian Chromosoma Newsletter**, 24: 176–182.

90. Arnason, U.; Spilliaert, R.; Pálsdóttir, A. & Arnason, A. 1991. Molecular identification of hybrids between the two largest whale species, the blue whale (*Balaenoptera musculus*) and the fin whale (*B. physalus*). **Hereditas**, 115 (2): 183–189.

91. Arnoni, I.S. & F.C., Passos. 2003. **Levantamento da fauna de morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Parque Natural Municipal das Grutas de Botuverá, Botuverá/SC**. *In*: XXVII Congresso Brasileiro de Espeleologia. Sociedade Brasileira de Espeleologia. Anais.

92. Arraut, E.M.; Marmontel, M.; Mantovani, J.E.; Novo, E.M.L.M.; Macdonald, D.W. & Kenward, R.E. 2010. The lesser of two evils: Seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. **Journal of Zoology**, 280 (3): 247–256.

93. Arzua, M.; Onofrio, V.C. & Barros-Battesti, D.M. 2005. Catalogue of the thicks collection (Acari, Ixodida) of the Museu de História Natural Capão do Imbuia, Curitiba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (3): 623–632.



94. Astúa, D. & Guerra, D.Q. 2008. Caatinga bats from Mammal Collection of the Universidade Federal de Pernambuco. **Chiroptera Neotropical**, 14: 326–338.
95. Attademo, F.L.N.; Balensiefer, D.C.; Freire, A.C.B.; Sousa, G.P.; Cunha, F.A.G.C. & Luna, F.O. 2015. Debris ingestion by the Antillean Manatee (*Trichechus manatus manatus*). **Marine Pollution Bulletin**, 101: 284–287.
96. Attias, N.; Raíces, D.S.L.; Pessoa, F.S.; Albuquerque, H.; Jordão-Nogueira, T.; Modesto, T.C. & Bergallo, H.G. 2009. Potencial distribution and new records of *Trinomys species* (Rodentia: Echimyidae) in the state of Rio de Janeiro. **Zoologia**, 26 (2): 305–315.
97. Aureli, F.; Di Fiore, A.; Murillo-Chacon, E.; Kawamura, S. & Schaffner, C.M. 2013. Male philopatry in spider monkeys revisited. **American Journal of Physical Anthropology**, 152 (1): 86–95.
98. Auricchio, P. & Silva, M.A. 2000. Nova ocorrência de *Brachyteles arachnoides* no Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil. **Neotropical Primates**, 8 (1): 30–31.
99. Auricchio, P. 1997. A new locality for *Brachyteles arachnoides* and the urgency of finding new directions for miqui conservation. **Neotropical Primates**, 5 (3): 78–80.
100. Ávila-Pires, F.D. & Gouveia, E. 1977. Mamíferos do Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim do Museu Nacional. Nova série Zoologia**, 291: 1–29.
101. Ávila-Pires, F.D. 1994. Mamíferos descritos do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 54: 367–384.
102. Ayres, J.M. 1985. On a new species of squirrel monkey, genus *Saimiri* (Cebidae, Primates) from the Brazilian Amazon. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, 36: 147–164.
103. Ayres, J.M.C. 1986. **Ucaris and Amazonian Flooded Forest**. Tese (Doutorado). Cambridge University.
104. Ayres, J.M.; Mittermeier, R.A. & Constable, I.D. 1980. A distribuição geográfica e situação atual dos saguis-de-cara-nua (*Saguinus bicolor*). **Boletim Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza**, 16: 62–68.
105. Ayres, J.M.R.; Mittermeier, R.A. & Constable, I.D. 1982. Brazilian tamarins on the way to extinction? **Oryx**, 16 (4): 329–333.
106. Azara, F. 1902. **Apuntamientos para la historia natural de los cuadrúpedes del Paraguay y Rio de Plata**. Imprenta de la Viuda de Ibarra. 389p.
107. Azevedo, A.F.; Lailson-Brito, J.; Cunha, H.A. & Van Sluys, M. 2004. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **The Journal of Cetacean Research and Management**, 6 (3): 265–268.
108. Azevedo, A.F.; Oliveira, A.M.; Viana, S.C.; Laílson-Brito, J.; Fragoso, A.B.L. & Van Sluys, M. 2003. **Estimativa do tamanho da população de botos (*Sotalia fluviatilis*) da baía da Guanabara (RJ), por meio da técnica de foto-identificação**. In: VI Congresso de Ecologia do Brasil. Fortaleza, Ceará, Brasil.
109. Azevedo, A.F.; Van Sluys, M.; Dorneles, P.R. & Lailson-Brito, J. 2008. **Trends in *Sotalia guianensis* abundance in Guanabara bay, southeastern brazil**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Montevideo.
110. Azevedo, F.C.C. & Conforti, V.C. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. **Mammalia**, 72: 82–88.



111. Azevedo, F.C.C. & Murray, D.L. 2007. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. **Journal of Wildlife Management**, 71 (7): 2379–2386.
112. Bacelar, B.A.S.M. 2010. **Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em área ecotonal da amazônia sul-ocidental**. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal de Rondônia.
113. Bachand, M.; Trudel, O.C.; Anseau, 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): 188–194.
114. Bacon, R. 2005. Predator training of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) at the Durrell Wildlife Preservation Trust. **Canopy**, 4 (1): 13–15.
115. Bagno, M.A.; Rodrigues, F.H.G.; Villalobos, M.P.; Dalponte, J.C.; Brandão, R.A. & Britto, B. 2004. Notes on the Natural History and Conservation Status of Pampas Cat, *Oncifelis colocolo*, in the Brazilian Cerrado. **Mammalia**, 68 (1): 75–79.
116. Baillie, J.E.M. & Butcher, E.R. 2012. **Priceless or Worthless? The world's most threatened species**. Zoological Society of London, United Kingdom. <https://static.zsl.org/files/priceless-or-worthless-final-wq-2040-2050.pdf>. (Acesso em 2012).
117. Baker, A.J.; Bales, K. & Dietz, J.M. 2002. Mating system and group dynamics in lion tamarins, p.188–212. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A. (eds.). **The Lion Tamarins of Brazil**. Smithsonian Institution Press.
118. Baker, A.J.; Egen, A.; Wormell, D. & Pissinatti, A. 2009. **Pied Tamarin (*Saguinus bicolor*) International Studbook**. ICMBio.
119. Baker, A.J. & Woods, F. 1992. Reproduction of the emperor tamarin (*Saguinus imperator*) in captivity, with comparisons to cotton-top and golden lion tamarins. **American Journal of Primatology**, 26: 1–10.
120. Baker, J.A. & Kierulff, M.C.M. 2002. International committee for *Cebus xanthosternos* and *Cebus robustus*. **Neotropical Primates**, 10 (3): 158.
121. Baldwin, J.D. 1985. The behavior of squirrel monkey (*Saimiri*) in natural environments, p.35–53. In: Rosenblum, L.A. & Coe, C.L. (eds.). **Handbook of Squirrel Monkey Research**. Plenum Press.
122. Ballou, J.D.; Kleiman, D.G.; Mallinson, J.J.C.; Rylands, A.B.; Valladares-Padua, C.B. & Leus, K. 2002. History, management and conservation role of the captive lion tamarin populations, p.95–114. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A. (eds.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press.
123. Ballou, J.D.; Lacy, R.C.; Kleiman, D.G.; Rylands, A.B. & Ellis, S. 1998. **Leontopithecus II. The second population and habitat viability assessment for lion tamarins (*Leontopithecus*)**. In: World Conservation Union/Species Survival Commission (IUCN/SSC) Conservation Breeding Specialist Group (CBSG). Apple Valley, MN.
124. Banguera-Hinestroza, E.; Cárdenas, H.; Ruiz-García, M.; Marmontel, M.; Gaitán, E.; Vázquez, R. & García-Vallejo, F. 2002. Molecular identification of evolutionarily significant units in the Amazon River dolphin *Inia* sp. (Cetacea: Iniidae). **Journal of Heredity**, 93 (5): 312–322.
125. Bannister, J.; Burnell, S.R.; Burton, C. & Kato, H. 1997. Right whales off southern Australia: direct evidence for a link between onshore breeding grounds and offshore probable feeding grounds. **Reports of the International Whaling Commission**, 47: 414–444.



126. Bannister, J.L.; Pastene, L.A. & Burnell, S.R. 1999. First record of movement of a southern right whale (*Eubalaena australis*) between warm water breeding grounds and the Antarctic Ocean, south of 60oS. **Marine Mammal Science**, 15 (4): 1337–1342.
127. Bannister, J.L. 1990. Southern right whales of western Australia. **Reports of the International Whaling Commission**, 12: 279–288.
128. Baracho, C.G.; Más-Rosa, S. & Marcovaldi, E. 2002. **Primeiro registro da baleia-franca-do-sul (*Eubalaena australis*) no Litoral Norte da Bahia-Brasil**. In: 10ª Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América Del Sur y 4º Congresso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos. Valdivia, Chile.
129. Barbosa, J.L.; Custódio, R.J. & Brandão, M.V. 2016. Rediscovery and range extension of the black-shouldered opossum *Caluromysiops irrupta* Sanborn, 1951 (Didelphimorphia, Didelphidae) in Brazil. **Mammalia**, 80 (3): 325–328.
130. Barbosa, S.M.F. & Olmos, F. 1991. Fauna atual, p.207–227. In: Pressis, A.M. (ed.). **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Capivara**.
131. Barnett, A. & Cunha, A.C. 1994. Notes on the small mammals of the Ilha de Maracá, Roraima State, Brazil. **Mammalia**, 58: 131–137.
132. Barnett, A. & Cunha, A.C. 1998. Other mammals on the Ilha de Maracá, p.449–450. In: Milliken, W. & Ratter, J. (eds.). **Maracá: The Biodiversity and Environment of an Amazonian Rainforest**. John Wiley & Sons Ltd.
133. Barnett, A.A.; Borges, S.H.; Castilho, C.V.; Neri, F.M. & Shapley, R.L. 2002. Primates of the Jaú National Park, Amazonas, Brazil. **Neotropical Primates**, 10 (2): 65–70.
134. Barongi, R.A. 1993. Husbandry and conservation of tapirs. **International Zoo Yearbook**, 32: 7–15.
135. Barreto, A.S. & Rosas, F.C.W. 2006. Comparative growth analysis of two populations of (*Pontoporia blainvillei*) on the Brazilian coast. **Marine Mammal Science**, 22 (3): 644–653.
136. Barreto, C.G. 2013. **Devastação e Proteção da Mata Atlântica nordestina: formação da paisagem e políticas ambientais**. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável). Universidade de Brasília. 296p.
137. Barrette, C. 1987. The comparative behavior and ecology of chevrotains, musk deer and morphologically conservative deer, p.200–213. In: Wemmer, C.M. (ed.). **Biology and management of the Cervidae**. Smithsonian Institution Press.
138. Barros, M.C.; Sampaio, I. & Schneider, H. 2003. Phylogenetic analysis of 16 S Mitochondrial DNA data in sloths and anteaters. **Genetic and Molecular Biology**, 26 (1): 5–11.
139. Barros, N.B. 1991. Recent cetacean records for Southeastern Brazil. **Marine Mammal Science**, 7 (3): 296–306.
- 139a. Barros, R.S.M. 2008. **Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento de mata atlântica em área urbana no sudeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Juiz de Fora. 69p.
140. Barros, R.M.S.; Nagamachi, C.Y. & Pieczarka, J.C. 1990. Chromosomal evolution in *Callithrix emiliae*. **Chromosoma**, 99: 440–447.
141. Barstow, A.L. & Leslie, Jr., D.M. 2012. *Leopardus braccatus* (Carnivora: Felidae). **Mammalian**



Species, 44 (891): 16–25.

142. Bassoi, M. 1997. **Avaliação da dieta alimentar de toninha, (*Pontoporia blainvillei*) (Gervais & d'Orbigny, 1844), capturadas acidentalmente na pesca costeira de emalhe no sul do Rio Grande do Sul.** Trabalho de conclusão de curso. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande. 68p.

143. Bassoi, M. 2005. **Feeding ecology of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), and oceanographic processes on the Southern Brazilian coast.** Tese (Doutorado). *School of Ocean and Earth Science*. 190p.

144. Bastida, R.; Rodriguez, D.; Secchi, E.R. & da Silva, V.M.F. 2007. **Mamíferos acuáticos de Sudamérica y Antártida.** Vázquez Manzini Editores. 356-361p.

145. Bastos, A.N. 2012. **O efeito da estrutura do *habitat* na abundância de populações de macaco-barrigudo (*Lagothrix cana*) no interflúvio purus-madeira, amazônia central.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). INPA. 30p.

146. Bastos, M.; Souto, A.; Jones, G.; Eason, P.; Bione, C.; Schiel, N. & Bezerra, B. 2015. Vocal repertoire of wild blonde capuchins (*Sapajus flavius*) and contextual use of calls. **American Journal of Primatology**, 77 (6): 605–617.

147. Beccaceci, M.D. 1994. A census of marsh deer in Iberá Natural Reserve. **Oryx**, 28: 131–134.

148. Bechara, G.H.; Szabó, M.P.J.; Duarte, J.M.B.; Matushima, E.R.; Pereira, M.C.; Rechav, Y.; Keirans, J. & Fielden, L. 2000. Ticks associated with wild animals in the Nhicolândia Pantanal, Brazil. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 916: 289–297.

149. Bechara, I.M. 2012. **Abordagens metodológicas em Biogeografia da Conservação para avaliar risco de extinção de espécies: um estudo de caso com *Callithrix aurita* (Primates: Callitrichidae).** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 140p.

150. Beck, B.B.; Dietz, J.M.; Kleiman, D.G.; Castro, I.; Lemos de Sá, R.M. & Luz, V.L. 1986. Projeto Mico Leão IV. Reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) (Callitrichidae, Primates) de cativeiro para seu ambiente natural, p.243–248. *In*: Mello, M. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.

151. Beck, B.B.; Kleiman, D.G.; Dietz, J.M.; Castro, I.; Carvalho, C.; Martins, A. & Retterberg-Beck, B. 1991. Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. **The Dodo: journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust**, 27: 50–61.

152. Beck, B.B. & Martins, A.F. 1999. Update on the Golden lion tamarin reintroduction. **Tamarin Tales**, 3: 6–7.

153. Beck, B.B. & Martins, A.F. 2001. Update on the Golden lion tamarin reintroduction program. **Tamarin Tales**, 5: 7–8.

154. Beck, B.B.; Rapaport, L.G.; Stanley-Price, M.C. & Wilson, A.C. 1994. Reintroduction of captive born animals, p.265–286. *In*: Olney, P.J.S.; Mace, G.M. & Feistner ATC (eds.). **Creative conservation: interactive management of wild and captive animals**. Chapman and Hall.

155. Becker, M. & Dalponte, J.C. 1991. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo.**

156. Beisiegel, B.M. & Ades, C. 2004. The bush dog *Speothos venaticus* (Lund, 1842) at Parque Estadual Carlos Botelho, Southeastern Brazil. **Mammalia**, 68: 65–68.

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



158. Beisiegel, B.M. & Oliveira, E.N.C. 2012. **Densidade populacional e uso do espaço por onças pintadas e pardas nos Parques Estaduais turístico do Alto Ribeira, Carlos Botelho, Intervales e Ilha do Cardoso e Estação Ecológica de Xitué, São Paulo.** In: 4º Encontro de Pesquisa e Iniciação Científica do ICMBio. Brasília.
159. Beisiegel, B.M. 1999. **Contribuição ao estudo da história natural do cachorro do mato, *Cerdocyon thous*, e do cachorro vinagre, *Speothos venaticus*.** Tese (Doutorado em Psicologia Experimental). Universidade de São Paulo. 100p.
160. Beisiegel, B.M. 2006. Shelter availability and use by mammals and birds in an Atlantic forest area. **Biota Neotropica**, 6 (1): 1–16.
161. Beisiegel, B.M. 2009. **First camera trap record of bush dogs *Speothos venaticus* at the state of São Paulo, Brazil.** Canid News 12.5 (on-line). http://www.canids.org/canidnews/12/bush_dogs_in_sao_paulo.pdf.
162. Beisiegel, B.M. 2012. **Onças da região do Vale do Ribeira e do Alto Paranapanema.** Relatório científico final apresentado à FAPESP. 55p.
163. Beltran-Pedrerros, S. & Pantoja, T.M.A. 2006. Feeding habits of *Sotalia fluviatilis* in the Amazonian Estuary. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 28 (4): 389–393.
164. Beltrão-Mendes, R.; Santos Júnior, E.M.; Freitas, E.B.; Carvalho, C.B.; Jerusalinsky, L. & Ferrari, S.F. 2009. **Distribuição de macaco-prego-de-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos*) na Bacia do rio São Francisco em Sergipe.** In: Anais do 5º Encontro de Pós-Graduação da UFS.
165. Beltrão-Mendes, R. 2010. **Caracterização da estrutura de habitat ao longo de um gradiente ambiental e análise de sua influência na distribuição das espécies ameaçadas de guigós (*Callicebus* spp.) no nordeste brasileiro.** UFS. 90p.
166. Di Benedetto, A. P. M. & Ramos, R. M. A. 2001. Biology and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3 (2): 185–192.
167. Di Benedetto, A. P. M. & Ramos, R. M. A. 2014. Marine debris ingestion by coastal dolphins: What drives differences between sympatric species? **Marine Pollution Bulletin**, 83: 289–301.
168. Di Benedetto, A.P.M.; Ramos, R.M.A. & Lima, N.R.W. 1998. Fishing activity in northern Rio de Janeiro state (Brazil) and its relation with small cetaceans. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 41 (3): 296–302.
169. Di Benedetto, A.P.M. & Rosas, F.C.W. 2008. Mortalidade, p.211–222. In: Monteiro-Filho, E.L.A. & Monteiro, K.D.K.A. (eds.). **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza, *Sotalia guianensis*.** Instituto de Pesquisas Cananéia. Páginas & Letras, Editora e Gráfica.
170. Di Benedetto, A.P.M. & Siciliano, S. 2007. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 87: 253–254.
171. Di Benedetto, A.P.M. 2003. Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2 (2): 79–86.
172. Bergallo, H.G.; Esbérard, C.E.; Geise, L.; Grelle, C.E.V.; Vieira, M.V.; Gonçalves, P.R.; Paglia, A. & Attias, N. 2009. Mamíferos endêmicos e ameaçados do Estado do Rio de Janeiro: Diagnóstico e estratégias para a conservação, p.209–219. In: Bergallo, H.G.; Fidalgo, E.C.C.; Rocha, C.F.D.; Uzêda, M.C.; Costa, M.B.; Alves, M.A.S.; Van Sluys, M.; Santos, M.A.; Costa, T.C.C. & Cozzolino, A.C.R. (eds.). **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro.**



Instituto Biomas.

173. Bergallo, H.G.; Geise, L.; Bonvicino, C.R.; Cerqueira, R.; D'Andrea, P.S.; Esbérard, C.E.; Fernandez, F.A.S.; Grelle, C.E.V.; Siciliano, S. & Vaz, S.M. 2000. Mamíferos, p.125–135. *In*: Bergallo, H.G.; Rocha, C.F.D.; Van Sluys, M.; Geise, L. & Alves, M.A. (eds.). **Lista da Fauna Ameaçada do estado do Rio de Janeiro**. UERJ.
174. Bergallo, H.G.; Luz, J.; Raíces, D.S.; Hatano, F. & Martins-Hatano, F. 2005. Habitat use by *Oryzomys subflavus* (Rodentia) in an open shrubland formation in Restinga de Jurubatiba National Park, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 65: 583–588.
175. Bergallo, H.G.; Martins-Hatano, F.; Raíces, D.S.L.; Ribeiro, T.T.L.; Alves, A.G.; Luz, J.L.; Mangolin, R. & Mello, M.A.R. 2004. Os mamíferos da Restinga de Jurubatiba, p.215–230. *In*: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (eds.). **Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. Editora Rima.
176. 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**. 1ªed. Ed UERJ (Editora Universidade do Estado do Rio de Janeiro). 168p.
177. Bergallo, H.G.; Vicens, R.S.; Baptista, R.L.C.; Bomtempo, C.B.T.; Saraça, C.E.S.; Baptista, D.F.; Silva, H.R. & Salgado, N.C. 2009. Região Agropecuária dos Rios Pomba, Muriaé e Itabapoana, p.293–302. *In*: Bergallo, H.G.; Fidalgo, E.C.C.; Rocha, C.F.D.; Uzêda, M.C.; Costa, M.B.; Alves, M.A.S.; Van Sluys, M.; Santos, M.A.; Costa, T.C.C. & Cozzolino, A.C.R. (eds.). **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro**. Instituto Biomas.
178. Bernard, E.; Tavares, V.C. & Sampaio, E. 2011. Compilação atualizada das espécies de morcegos (Chiroptera) para a Amazônia Brasileira. **Biota Neotropica**, 11 (1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn00611012011>.
179. Bernardo, C.S.S. & Galetti, M. 2004. Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 21 (4): 827–832.
180. Berta, A.; Sumich, J.L. & Kovacs, K.M. 2006. **Marine mammals evolutionary biology**. Elsevier, Oxford.
181. Berta, A. 1986. *Atelocynus microtis*. **Mammalian Species**, 256: 1–3.
182. Bertozzi, C. P. 2009. **Interação com a pesca: implicações na conservação da Toninha, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo.
183. Bérubé, M. & Aguilar, A. 1998. A new hybrid between a blue whale, *Balaenoptera musculus*, and a fin whale, *B. physalus*: frequency and implications of hybridization. **Marine Mammal Science**, 14 (1): 82–98.
184. Best, P.B.; Brandão, A. & Butterworth, D.S. 2001. Demographic parameters of southern right whales off South Africa. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2 (2): 161–169.
185. Best, P.B.; Brandão, A. & Butterworth, D.S. 2005. Updated estimates of demographic parameters for southern right whales off South Africa. **Journal of Cetacean Research and Management**, 1–17.
186. Best, P.B.; Canham, P.A.S. & Macleod, N. 1984. Patterns of reproduction in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. **Reports of the International Whaling Commission**, 6: 51–79.
187. Best, P.B. & Kishino, H. 1998. Estimating natural mortality rate in reproductively active female southern right whales, *Eubalaena australis*. **Marine Mammal Science**, 14 (4): 738–749.



188. Best, P.B.; Payne, R.; Rowntree, V.; Palazzo, J.T. & Both, M.C. 1993. Long-range movements of South Atlantic right whales *Eubalaena australis*. **Marine Mammal Science**, 9 (3): 227–234.
189. Best, P.B. 1979. Social organization in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. p.227–289. In: Winn, H.E. & Olla, B.L. (eds.). **Behavior of Marine Animals**. Springer US.
190. Best, P.B. 1988. *Eubalaena australis* at Tristan da Cunha - a clue to the “non-recovery” of depleted stocks? **Biological Conservation**, 46: 23–51.
191. Best, P.B. 1990. Trends in the inshore right whale population off South Africa, 1969–1987. **Marine Mammal Science**, 6 (2): 93–108.
192. Best, P.B. 1990. Natural markings and their use in determining calving intervals in right whales off South Africa. **South African Journal of Zoology**, 25: 114–123.
193. Best, P.B. 1994. Seasonality of reproduction and the length of gestation in southern right whales *Eubalaena australis*. **Journal of Zoology**, 232: 175–189.
194. Best, P.B. 2000. Coastal distribution, movements and site fidelity of right whales *Eubalaena australis* off South Africa, 1969–1998. **South African Journal of Science**, 22: 43–55.
195. Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1979. O peixe-boi. Uma sereia na represa? **Cespaquista (São Paulo)**, 3 (16): 26–29.
196. Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1989. Biology, Status and Conservation of *Inia geoffrensis* in the Amazon and Orinoco River Basins. p.23–34. In: Perrin, W.F.; Brownell, Jr. R.L.; Kaiya, Z. & Jionkang, L. (eds.). **Biology and Conservation of the River Dolphins**.
197. Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1989. Amazon river dolphin, Boto, *Inia geoffrensis* (de Blainville, 1817), p.23–34. In: Ridgway, S.H. & Harrison, R.J. (eds.). **Handbook of Marine Mammals**. Academic Press.
198. Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1993. *Inia geoffrensis*. **Mammalian Species**, 426: 1–8.
199. Best, R.C. & Teixeira, D.M. 1982. Notas sobre a distribuição e “status” aparente dos peixes-bois (Mammalia: Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras. **Boletim Fundação Brasileira Para a Conservação da Natureza**, 17 (1): 41–47.
200. Best, R.C. 1981. Foods and feeding habits of wild and captive Sirenia. **Mammal Review**, 11 (1): 3–29.
201. Best, R.C. 1982. Seasonal breeding in the Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). **Biotropica**, 14: 76–78.
202. Best, R.C. 1983. Apparent dry-season fasting in Amazonian manatees (Mammalia: Sirenia). **Biotropica**, 15 (1): 61–64.
203. Best, R.C. 1984. *Trichechus inunguis* vulgo peixe-boi. **Ciência hoje**, 2 (10): 66–72.
204. Bestmeyer, S.V. & Westbrook, C. 1998. Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) predation on pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in central Brazil. **Mammalia**, 62 (4): 591–595.
205. Bezerra, A.M.R.; Bonvicino, C.R.; Menezes, A.A.N. & Marinho-Filho, J. 2010. Endemic climbing cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae: Hydrochoerinae) from dry forest patches in the Cerrado domain: new data on distribution, natural history, and morphology. **Zootaxa**, 2724: 29–36.
206. Bezerra, A.M.R. 2011. Collection records of *Gyldenstolpia planaltensis* (Avila-Pires, 1972) (Rodentia, Cricetidae) suggest the local extinction of the species. **Mastozoología Neotropical**, 18 (1): 119–123.



207. Bezerra, B.M.; Bastos, M.; Souto, A.; Keasey, M.P.; Eason, P.; Schiel, N. & Jones, G. 2014. Camera trap observations of non-habituated Critically Endangered wild blonde capuchins, *Sapajus flavius* (formerly *Cebus flavius*). **International Journal of Primatology**, 35: 895–907.
208. Bianchi, R.D.; Rosa, A.F.; Gatti, A. & Mendes, S.L. 2011. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. **Zoologia**, 28: 127–132.
209. Bianchini, J.J. & Luna-Perez, J.C. 1972. Informe sobre la situacion del ciervo de las pampas - *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, 1943 - en la provincia de Buenos Aires. **Acta Zoologica Lilloana**, 29: 149–157.
210. Bicca-Marques, J.C.; Prates, H.M.; Aguiar, F.R.C. & Jones, C.B. 2008. Survey of *Alouatta caraya*, the black-and-gold howler monkey, and *Alouatta guariba clamitans*, the brown howler monkey, in a contact zone, State of Rio Grande do Sul, Brazil: evidence for hybridization. **Primates**, 49: 246–252.
211. Bicca-Marques, J.C.; da Silva, V.M. & Gomes, D.F. 2006. Ordem Primates, p.101–148. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.
212. Bicca-Marques, J.C. 2003. How do howler monkeys cope with *habitat* fragmentation? p.283–303. In: Marsh, L.K. (ed.). **Primates in fragments: ecology and conservation**. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers.
213. Bidau, C.; Lessa, E. & Ojeda, R. 2008. *Ctenomys lami*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136567A4311716. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136567A4311716.en>. (Acesso em 2013).
214. Bidau, C.J. & Avila-Pires, F.D. 2009. On the type locality of *Ctenomys bicolor* Miranda-Ribeiro, 1914 (Rodentia: Ctenomyidae). **Mastozoología Neotropical**, 16: 445–447.
215. Bininda-Emonds, O.R.P.; Gittleman, J.L. & Purvis, A. 1999. Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). **Biological Review**, 74: 143–175.
216. 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): 267–274.
217. BirdLife International. 2015. *Cyanopsitta spixii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22685533A79740294. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T22685533A79740294.en>. (Acesso em 2016).
218. Birnie, A.K.; Smith, A.S.; Nali, C. & French, J. 2011. Social and developmental influences on urinary androgen levels in young male white-faced marmosets (*Callithrix geoffroyi*). **American Journal of Primatology**, 74 (4): 378–385.
219. Bisceglia, S.B.C.; Pereira, J.A.; Teta, P. & Quintana, R.D. 2011. Rodent Selection by Geoffroy's Cats in a Semi-arid Scrubland of Central Argentina. **Journal of Arid Environments**, 75: 1024–1028.
220. Di Bitetti, M.S.; De Angelo, C.D.; Di Blanco, Y.E. & Paviolo, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a neotropical felid assemblage. **Acta Oecologica**, 36 (4): 403–412.
221. Di Bitetti, M.S. & Janson, C.H. 2001. Reproductive socioecology of tufted capuchins (*Cebus apella nigrinus*) in northeastern Argentina. **International Journal of Primatology**, 229 (2): 127–140.
222. Di Bitetti, M.S.; Placci, G.; Brown, A.D. & Rode, D.I. 1994. Conservation and population status of the brown howling monkey (*Alouatta fusca clamitans*) in Argentina. **Neotropical Primates**, 2 (4): 1–4.



223. Bizerril, M.X.A.; Rodrigues, F.H.G. & Hass, A. 2005. Fruit consumption and seed dispersal of *Dimorphandra mollis* Benth. (Leguminosae) by the Lowland Tapir in the cerrado of Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 65 (3): 407–413.
224. Blake, J.G.; Guerra, J.; Mosquera, D.; Torres, R.; Loiselle, B.A. & Romo, D. 2010. Use of mineral licks by white-bellied spider monkeys (*Ateles belzebuth*) and red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in eastern Ecuador. **International Journal of Primatology**, 31 (3): 471–483.
225. Bobadilla, U.L. & Ferrari, S.F. 1997. **Evaluation of the populations of *Chiropotes satanas utahicki* at two sites in eastern Amazonia**. In: VIII Congresso Brasileiro de Primatologia e V Reunião Latino-Americana de Primatologia. Livro de Resumos.
226. Bobadilla, U.L. & Ferrari, S.F. 2000. Habitat use by *Chiropotes satanas utahicki* and syntopic platyrrhines in eastern Amazonia. **American Journal of Primatology**, 50 (3): 215–224.
227. Bocchiglieri, A. 2010. **Mamíferos de médio e grande porte em uma área alterada no Cerrado: estrutura da comunidade, sobreposição de nicho e densidade**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 120p.
228. Bodmer, R.E. 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). **Journal of Zoology**, 222: 121–128.
229. Bodmer, R.E. 1991. Influence of digestive morphology on resource partitioning in Amazonian ungulates. **Oecologia**, 85: 361–365.
230. Bodmer, R.R.; Fang, T.E. & Ibanez, L.M. 1988. Primates and ungulates: A comparison of susceptibility to hunting. **Primate Conservation**, 9: 79–82.
231. Boer, L.E.M. & Bruijn, M. 1990. Chromosomal distinction between the red-faced and black-faced black spider monkeys (*Ateles paniscus paniscus* and *A. p. chamek*). **Zoo Biology**, 9: 3207–3316.
232. Boffy, A.C.M.; Novaes, R.L.M.; Mello, G.S. & Sant’Anna, C. 2010. Registro da preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Pilosa, Bradypodidae) em três localidades do Estado do Rio de Janeiro: Nova Friburgo, Cachoeiras de Macacu e Teresópolis. **Edentata**, 11: 78–80.
233. Boinski, S.; Sughrue, K.; Selvaggi, L.; Quatrone, R.; Henry, M. & Cropp, S. 2002. An expanded test of the ecological model of primate social evolution: competitive regimes and female bonding in three species of squirrel monkeys (*Saimi oerstedii*, *S. boliviensis* and *S. sciureus*). **Behaviour**, 139: 227–261.
234. Bonaudo, T.; Le Pendu, Y.; Faure, J.F. & Quanz, D. 2005. The effects of deforestation on wildlife along the transamazon highway. **European Journal of Wildlife Research**, 51: 199–206.
235. Bonavigo, P.H. & Messias, M.R. 2004. **Inventário e Censo da Mastofauna Diurna da Estação Ecológica de Samuel**. In: X Congresso Brasileiro de Zoologia. Anais do X Congresso Brasileiro de Zoologia.
236. Bonifácio, H.L.; da Silva, V.M.F.; Martin, A.R. & Feldberg, E. 2012. Molecular cytogenetic characterization of the Amazon River dolphin *Inia geoffrensis*. **Genetica**, 1–9.
237. Bonifácio, H.L. 2011. **Citogenética clássica e molecular do boto-vermelho *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817)**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - Manaus. 1-57p.
238. Bonjorne, L.; Bagatini, T.; Braga, D.; Brito, T.R.S.; Braga, F.C.A.; Bolochio, C. & Igayara, C. 2012. **Mamíferos registrados por armadilhas fotográficas no Parque Estadual de Itaberaba, Guarulhos, SP**. In: 6º Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Embrapa Pantanal.
239. Bonjorne, L. 2012. **Levantamento de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata Atlântica dos municípios de São Tomás de Aquino, MG e Itirapuã, SP**. In: 6º Congresso



Brasileiro de Mastozoologia. Embrapa Pantanal.

240. Bonvicino, C R; Langguth, A; Lindbergh, S M & Paula, A C. 1997. An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. **Mammalia**, 61 (4): 547–560.
241. Bonvicino, C.; Lemos, B. & Weksler, M. 2005. Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of Central Brazil): ecologic, karyologic and taxonomic considerations. **Brazilian Journal of Biology**, 65 (3): 395–406.
242. Bonvicino, C.; Lindbergh, S. & Maroja, L. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, 62 (48): 765–774.
243. Bonvicino, C.R. & Bezerra, A.M.R. 2003. Use of regurgitated pellets of barn owl (*Tyto alba*) for inventorying small mammals in the Cerrado of Central Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 38 (1): 1–5.
244. Bonvicino, C.R.; Boubli, J.P.; Otazu, I.B.; Almeida, F.C.; Nascimento, F.F. & Coura, J.R. 2003. Morphologic, karyotypic, and molecular evidence of a new form of *Chiropotes* (Primates, Pitheciinae). **American Journal of Primatology**, 61 (3): 123–133.
245. Bonvicino, C.R.; Casado, F. & Weksler, M. 2014. A new species of *Cerradomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from Central Brazil, with remarks on the taxonomy of the genus. **Zoologia (Curitiba)**, 31 (6): 525–540.
246. Bonvicino, C.R.; Cerqueira, R. & Soares, V.A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. **Revista Brasileira de Biologia**, 56 (4): 761–767.
247. Bonvicino, C.R.; Langguth, A.; Lindbergh, S.M. & Paula, A.C. 1997. An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. **Mammalia**, 61 (4): 547–560.
248. Bonvicino, C.R.; Langguth, A. & Mittermeier, R.A. 1989. A study of pelage and geographic distribution in *Alouatta belzebul* (Primates; Cebidae). **Revista Nordestina de Biologia**, 6 (2): 139–148.
249. Bonvicino, C.R.; Lemos, B. & Seuánez, H.N. 2001. Molecular phylogenetics of howler monkeys (*Alouatta*, Platyrrhini): A comparison with karyotypic data. **Chromosoma**, 110: 241–246.
250. Bonvicino, C.R.; Lindbergh, S.M.; Barros, M.F. & Bezerra, A.M.R. 2012. The Eastern boundary of the Brazilian Cerrado: a hotspot region. **Zoological Studies**, 51: 1207–1218.
251. Bonvicino, C.R.; Oliveira, J.A. & D’Andrea, P.S. 2008. Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. **Centro Pan-Americano de Febre Aftosa**, Rio de Janeiro. 120p.
252. Bonvicino, C.R.; Otazu, I. & Weksler, M. 1998. *Oryzomys lamia* Thomas, 1901 (Rodentia, Cricetidae): karyotype, geographic distribution and conservation status. **Mammalia**, 62: 253–258.
253. Bonvicino, C.R. 1989. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na Mata Atlântica. **Revista Nordestina de Biologia**, 6 (2): 149–179.
254. Bordino, P.; Kraus, S.; Albareda, D.; Fazio, A.; Palmiero, A.; Mendez, M. & Botta, S. 2002. Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. **Marine Mammal Science**, 18 (4): 833–842.
255. Bordino, P.; Thompson, G. & Iniguez, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management**, 1 (2): 213–222.
256. Bordino, P. 2002. Movement patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Bahia



Anegada, Buenos Aires, Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1 (1): 71–76.

257. Borges, A.B.T. 2004. **Uso de habitat por uma população de antas (*Tapirus terrestris* – Mammalia, Perissodactyla) no núcleo de Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro – Santa Catarina, Brasil.** Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas), Universidade Federal de Santa Catarina. 55p.

258. Borges, J.C.G.; Araújo, P.G.; Anzolin, D.C. & Miranda, G.E.C. 2008. Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil. **Biotemas**, 21 (2): 77–81.

259. Borges, J.C.G.; Vergara-Parente, J.E.; Alvite, C.M.C.; Marcondes, M.C.C. & Lima, R.P. 2007. Embarcações motorizadas: uma ameaça aos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) no Brasil. **Biota Neotropica**, 7: 199–204.

260. Borges, L.H.M. 2014. **Abundância de Mamíferos de Médio e Grande Porte em Resposta ao Grau de Distanciamento do Rio Chandless, Parque Estadual Chandless, Acre.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais). Universidade Federal do Acre. 69p.

261. Borobia, M. & Barros, N.B. 1989. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. **Marine Mammal Science**, 5 (4): 395–399.

262. Borobia, M.; Siciliano, S.; Lodi, L. & Hoek, W. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology**, 69: 1025–1039.

263. Botero, S.; Rengifo, L.Y.; Bueno, M.L. & Stevenson, P.R. 2010. How many species of woolly monkeys inhabit Colombian forests?. **American Journal of Primatology**, 72 (12): 1131–1140.

264. Botero, S.; Stevenson, P.R. & Di Fiore, A. 2015. A primer on the phylogeography of *Lagothrix lagotricha* (*sensu* Fooden) in northern South America. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 82: 511–517.

265. Boubli, J.P.; Di Fiore, A.; Rylands, A.B.; Mittermeier, R.A. & Wallace, R.B. 2008. ***Lagothrix cana* ssp. *cana***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39962A10280912. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39962A10280912.en>. (Acesso em 2016).

266. Boubli, J.P.; Di Fiore, A.; Rylands, A.B. & Mittermeier, R.A. 2008. ***Alouatta discolor***. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T43912A10836686. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T43912A10836686.en>. (Acesso em 2012).

267. Boubli, J.P.; Di Fiore, A.; Rylands, A.B. & Wallace, R.B. 2008. ***Lagothrix cana***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39925A10288721. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39925A10288721.en>. (Acesso em 2011).

268. Boubli, J.P.; Di Fiore, A.; Stevenson, P.; Link, A.; Marsh, L. & Morales, A.L. 2008. ***Ateles belzebuth***. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2276A9384912. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2276A9384912.en>. (Acesso em 2011).

269. Boubli, J.P. & Rylands, A.B. 2008. ***Saimiri vanzolinii***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T19839A9023022. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T19839A9023022.en>. (Acesso em 2012).

270. Boubli, J.P.; Silva, M.N.F.; Amado, M.V.; Hrbek, T.; Pontual, F.B. & Farias, I.P. 2008. A taxonomic reassessment of black uakari monkey, *Cacajao melanocephalus*, Humboldt (1811), with the description of two new species. **International Journal of Primatology**, 29: 723–741.

271. Boubli, J.P. & Tokuda, M. 2008. Socioecology of black uakari monkeys, *Cacajao hosomi*, in Pico



da Neblina National Park, Brazil: the role of the peculiar spatial-temporal distribution of resources in the Neblina forests. **Primate Report**, 75: 3–11.

272. Boubli, J.P. & Veiga, L.M. 2008. *Cacajao hosomi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136640A4321414. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136640A4321414.en>.

273. Boubli, J.P. 1997. A Study of the Black Uakari, *Cacajao melanocephalus*, in the Pico da Neblina National Park, Brazil. **Neotropical Primates**, 5: 113–115.

274. Boubli, J.P. 1999. Feeding ecology of black-headed uacaris (*Cacajao melanocephalus melanocephalus*) in Pico da Neblina National Park, Brazil. **International Journal of Primatology**, 20 (5): 719–749.

275. Brady, C.A. 1981. The vocal repertoires of the bush dog (*Speothos venaticus*), crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Animal Behaviour**, 29: 649–669.

276. Braga, F.G. & Kunyioshi, Y. S. 2010. Estimativas de parâmetros populacionais e demográficos de *Ozotoceros bezoarticus* (Artiodactyla, Cervidae) em Piraí do Sul, Paraná, sul do Brasil. **Iheringia Zoologia**, 100 (2): 105–110.

277. Braga, F.G.; Moura-Britto, M. & Margarido, T.C.C. 2000. Estudo de uma população relictual de veado-campeiro, *Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus) (Artiodactyla: Cervidae) no município da Lapa, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 17 (1): 175–181.

278. Braga, F.G.; Quadros, J. & Tiepolo, L.M. 1999. Ocorrência da ariranha (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora, Mustelidae) no Parque Nacional de Ilha Grande (PR-MS), In: **Jornadas Uruguais de Mastozoología - Libro de Resúmenes**.

279. Braga, F.G. 2004. **Influência da agricultura na distribuição espacial de *Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus, 1758) (veado-campeiro), em Piraí do Sul, Paraná - parâmetros populacionais e uso do ambiente**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Paraná. 61p.

280. Braga, F.G. 2009. **Plano de conservação para tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*)**. IAP (Instituto Ambiental do Paraná). Planos de Conservação para Espécies de Mamíferos Ameaçados. IAP / Projeto Paraná Biodiversidade. 14-30p.

281. Braga, F.G. 2010. **Ecologia e comportamento de tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 no município de Jaguariaíva, Paraná**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). , Universidade Federal do Paraná. 116p.

282. Branan, W.V. & Marchinton, R.L. 1987. Reproductive ecology of white-tailed and red brocket deer in Suriname, p.344–351. In: Wemmer, C. (ed.). **Biology and management of the Cervidae**. Smithsonian Institution Press.

283. Branch, L.C. 1983. Seasonal and *habitat* differences in the abundance of primates in the Amazon (Tapajós) National Park, Brazil. **Primates**, 24 (3): 424–431.

284. Branch, L.C. 1995. Observations of predation by pumas and Geoffroy's cats on the plains viscacha in semi-arid scrub of central Argentina. **Mammalia**, 59 (1): 151–156.

285. Branch, T.A.; Abubaker, E.M.N.; Mkango, S. & Butterworth, D.S. 2007. Separating southern blue whale subspecies based on length frequencies of sexually mature females. **Marine Mammal Science**, 23 (4): 803–833.

286. Branch, T.A. & Butterworth, D.S. 2001. Estimates of abundance south of 60°S for cetacean species sighted frequently on the 1978/79 to 1997/98 IWC/IDCR-SOWER sighting surveys. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3 (3): 251–270.



287. Branch, T.A.; Matsuoka, K. & Miyashita, T. 2004. Evidence for increases in Antarctic blue whales based on bayesian modeling. **Marine Mammal Science**, 20 (4): 726–754.
288. Branch, T.A.; Mikhalev, Y.A. & Kato, H. 2009. Separating pygmy and Antarctic blue whales using long-forgotten ovarian data. **Marine Mammal Science**, 25 (4): 833–854.
289. Branch, T.A.; Stafford, K.M.; Palacios, D.M.; Allison, C.; Bannister, J.L.; Burton, C.L.K.; Cabrera, E.; Carlson, C.A.; Galletti Vernazzani, B.; Gill, P.C.; Hucke-Gaete, R.; Jenner, K.C.S.; Jenner, M.-N.M.; Matsuoka, K.; Mikhalev, Y.A.; Miyashita, T.; Morrice, M.G.; Nishiwaki, S.; Sturrock, V.I.; Tormosov, D.; Anderson, R.C.; Baker, A.N.; Best, P.B.; Borsa, P.; Brownell Jr., R.L.; Childerhouse, S.; Findlay, K.P.; Gerrodette, T.; Ilangakoon, A.D.; Joergensen, M.; Kahn, B.; Ljungblad, D.K.; Maughan, B.; Mccauley, R.D.; Mckay, S.; Norris, T.F.; Rankin, S.; Samaran, F.; Thiele, D. & Van Waerebee, R.M. 2007. Past and present distribution, densities and movements of blue whales *Balaenoptera musculus* in the Southern Hemisphere and northern Indian Ocean. **Mammal Review**, 37: 116–175.
290. Brandão, L.D. & Develey, P.F. 1998. Distribution and conservation of the buffy-tufted-ear marmoset, *Callithrix aurita*, in lowland coastal Atlantic forest, south-east Brazil. **Neotropical Primates**, 6 (3): 86–88.
291. Brandão, L.D. 1999. **Distribuição altitudinal e ambiente preferencial de *Callithrix aurita* (Primates: Callitrichidae) na Estação Ecológica de Bananal, Serra da Bocaina, São Paulo**, p.87. In: Mendes, S.L. (ed.). IX Congresso Brasileiro de Primatologia, Santa Teresa, ES. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
292. Brandão, L.G.; Antas, P.T.Z.; Oliveira, L.F.B.; Pádua, M.T.J.; Pereira, N.C. & Valutky, W.W. 2011. **Plano de Manejo da RPPN SESC Pantanal**. 148p.
293. Brasil. 2004. **Segundo relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil**. Ministério do Meio Ambiente. Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade – DCBio. Brasília. 347p.
294. Brasil. 2012. **Instrução Normativa Interministerial Nº 001, de 3 janeiro de 2012**. Estabelece normas, critérios e padrões para a exploração de peixes nativos ou exóticos de águas continentais com finalidade ornamental ou de aquariofilia.
295. Bredt, A. & Caetano-Júnior, J. 1996. **Diagnóstico da situação da raiva na região do futuro reservatório da UHE de Serra da Mesa – Goiás**. Relatório Técnico. 52p.
296. Bredt, A.; Uieda, W. & Magalhães, E.D. 1999. Morcegos cavernícolas da região do Distrito Federal, centro-oeste do Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, 16 (3): 731–770.
297. Breitenmoser, C. & Breitenmoser, U. 2011. Cats of the world - snapshots. **Cat News**, 6: 1–39.
298. Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M. & Sugieda, A.M. 2009. **Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 645p.
299. Van Bresseem, M.F.; Waerebeek, K.V.; Reyes, J.; Félix, F.; Echegaray, M.; Siciliano, S.; Di Benedetto, A.P.; Flach, L.; Viddi, F.; Avila, I.C.; Bolaños, J.; Castineira, E.; Montes, D.; Crespo, E.; Flores, P.A.C.; Haase, B.; Sousa, S.M.F.M.; Laeta, M. & Fragoso, A.B. 2007. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American Waters. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 6 (1): 7–42.
300. Breves, P.M.S. 2010. **Diversidade de helmintos intestinais de *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) (Primates: Atelidae) no Parque Nacional Serra dos Órgãos: um reflexo da saúde do ecossistema**. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Universidade Federal Fluminense. 91p.
301. Briani, D.C.; Palma, A.R.T.; Vieira, E.M. & Henriques, R.P.B. 2004. Post-fire succession of small



mammals in the Cerrado of central Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 13: 1023–1037.

302. Brito, D.; Astua de Moraes, D.; Lew, D. & Soriano, P. 2008. *Marmosops paulensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136278A4268530.en>. (Acesso em 2012).

303. Brito, D. & Figueiredo, M.S.L. 2003. Minimum viable population and conservation status of the Atlantic Forest spiny rat *Trinomys eliasi*. **Biological Conservation**, 112: 153–158.

304. Brito, D.; Grelle, C.E.V. & Boubli, J.P. 2008. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*?. **Biodiversity and Conservation**, 17 (13): 3255–3268.

305. Brito, D.; Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Trinomys eliasi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136407A4287464. www.iucnredlist.org.

306. Brocado, C.R.; Rodarte, R.; Bueno, R.S.; Culot, L. & Galetti, M. 2012. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, 12 (4): 198–208.

307. Bronikowski, A.M.; Altmann, J.; Brockman, D.K.; Cords, M.; Fedigan, L.M.; Pusey, A.; Stoinski, T.; Morris, W.F.; Strier, K.B. & Alberts, S.C. 2011. Aging in the natural world: Comparative data reveal similar mortality patterns across primates. **Science**, 331: 1325–1328.

308. Brown, A.D.; Chalukian, S.C.; Malmierca, L.M. & Colillas, O.J. 1986. Habitat structure and feeding behavior of *Cebus apella* (Cebidae) in El Rey National Park, Argentina, p.137–151. In: Taub, D.M. & King, F.A. (eds.). **Current Perspectives in Primate Social Dynamics**. Van Nostrand Reinhold Co.

309. Brown, A.D. & Colillas, O.J. 1984. Ecologia de *Cebus apella*, p.402. In: de Mello, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr).

310. Brown, A.D. & Zunino, G.E. 1984. Hábitat, densidad y problemas de conservación de los primates de Argentina. **Vida Silvestre Neotropical**, 3: 30–40.

311. Brown, A.D. 1989. Distribución y conservación de *Cebus apella* (Cebidae; Primates) en el noroeste Argentino, p.159–164. In: Saavedra, C.J.; Mittermeier, R.A. & Santos, I.B. (eds.). **La Primatologia en Latinoamérica**. World Wildlife Fund.

312. Brownell Jr., R.L.; Carlson, C.A.; Galletti Vernazzani, B. & Cabrera, E. 2007. **Skin lesions on blue whales off Southern Chile: possible conservation implications?** Paper SC/59/SH21 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee, June 2007, Anchorage, Alaska, USA. <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1123&context=usdeptcommercepub>.

313. Brownell Jr., R.L. & Ness, R. 1969. Preliminary notes on the biology of the franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Platanistidae). **Proceedings of the Annual Conference on Biological Sonar and Diving Mammals**, 6: 23–26.

314. Brownell Jr., R.L. 1989. Franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), p.45–68. In: **Handbook of marine mammals, Vol. 4: River dolphins and the larger toothed whales**.

315. Bruna, E.M.; Guimarães, J.F.; Lopes, C.T.; Duarte, P.; Gomes, A.C.L.; Belentani, S.C.S.; Pacheco, R.; Facure, K.G.; Lemos, F.G. & Vasconcelos, H.L. 2010. Mammalia, Estação Ecológica do Panga, a Cerrado protected area in Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, 6 (4): 668–675.

316. Buchan, S.J.; Stafford, K.M. & Huckle-Gaete, R. 2015. Seasonal occurrence of southeast Pacific blue whale songs in southern Chile and the eastern tropical Pacific. **Marine Mammal Science**, 31 (2): 440–458.



317. Budylenko, G.A. 1977. Distribution and composition of sei whale schools in the southern hemisphere. **Reports of the International Whaling Commission**, 1 (Special issue): 121–123.
318. Bueno, A.A. & Motta-Junior, J.C. 2006. Small mammals selection and functional response in the diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), in southeast Brazil. **Mastozoología Neotropical**, 13 (1): 11–19.
319. Bumstead, P.; Lucherini, M.; Birochio, D.; Luengos, E. & Manfredi, C. 2004. **Carnivores of the Pampas/Carnívoros de la Pampa**. International Society of Endangered Cats. 101p.
320. Burity, C.H.F.; Cruz, L.D.; Rocha, V.L.; Conceição, N.B.; Luz, D.E.; Santos, D.S.; Costa Campos, D. & Pissinatti, A. 2007. Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766) in the Taquara Municipal Natural Park (Duque De Caxias, Rj): A Southern Extension of the Known Range. **Neotropical Primates**, 14 (1): 30–31.
321. Burity, C.H.F.; Mandarim-de-Lacerda, C.A. & Pissinatti, A. 1999. Cranial and mandibular morphometry in *Leontopithecus* Lesson, 1840 (Callitrichidae, Primates). **American Journal of Primatology**, 48 (3): 185–196.
322. Burmeister, H. 1872. On *Balaenoptera patachonica* and *B. intermedia*. **The Annals and Magazine of Natural History**, 10: 413–418.
323. Burnell, S.R. & Bryden, M.M. 1997. Coastal residence periods and reproductive timing in southern right whales, *Eubalaena australis*. **Journal of Zoology**, 241: 613–621.
324. Burnell, S.R. 2001. Aspects of the reproductive biology and behavioral ecology of right whales off Australia. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 89–102.
325. Buss, G.; Fialho, M.S.; Rossato, R.S.; Sampaio, R.; Pinto, L.P. & Jerusalinsky, L. 2013. **Levantamento preliminar dos primatas do Parque Nacional do Jamanxim, Pará**. In: Congresso Latinoamericano e XV Congresso Brasileiro de Primatologia. Recife, PE.
326. Buss, G. 2001. **Estudo da densidade populacional do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940) (Primates, Atelidae) nas formações florestais do Morro do Campista, Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas. 77p.
327. Caballero, S.; Trujillo, F.; Vianna, J.; Garrido, H.B.; Montiel, M.G.; Pedreros, S.B.; Marmontel, M.; Santos, M.C.O.; Rossi-Santos, M.R.; Santos, F. & Baker, S. 2007. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: species level ranking for Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and Costero (*Sotalia guianensis*) dolphins. **Marine Mammal Science**, 23 (2): 358–386.
328. Cabot, J.; Serrano, P.; Ibañez, C. & Braza, F. 1986. Lista preliminar de aves y mamíferos de la reserva “Estacion Biologica del Beni”. **Ecologia en Bolivia**, 8: 37–44.
329. Cabral, M.M.M.; Mattos, G.E. & Rosas, F.C.W. 2008. Mammals, birds and reptiles in Balbina reservoir, state of Amazonas, Brazil. **Check List**, 4 (2): 152–158.
330. Cabral, M.M.M.; Zuanon, J.; de Mattos, G.E. & Rosas, F.C.W. 2010. Feeding habits of giant otters *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in the Balbina hydroelectric reservoir, Central Brazilian Amazon. **Zoologia**, 27 (1): 47–53.
331. Cabrera, A. & Yepes, J. 1940. **Mamíferos Sud-americanos (vidas, costumbres y descripción)**. Companhia de Editores. 370p.
332. Cabrera, A. & Yepes, J. 1960. **Mamíferos Sud Americanos**. Ediar. 187p.
333. Cabrera, A. 1940. Los Nombres científicos de algunos monos americanos. **Ciência Mexico**, 9:



402–405.

334. Cabrera, A. 1943. Sobre la sistematica del venado y su variacion individual y geografica. **Revista do Museu de La Plata**, 3: 5–41.

335. Cabrera, A. 1957. Catalogo de los Mamíferos de América del Sur. **Rev. Mus. Arg. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia**, 4: 1–307.

336. Cabrera, A. 1960. Catálogo de los mamíferos de América del Sur. **Revista Museu Argentino de Ciencias Naturales, Bernardino Rivadavia**, 4 (2): 309–732.

337. Cabrera, A. 1961. Catálogo de los mamíferos de América del Sur. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia**, 4: 309–372.

338. 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): 426–435.

339. Cáceres, N.C.; Napoli, R.P.; Lopes, W.H.; Casella, J. & Gazeta, G.S. 2007. Natural history of the marsupial *Thylamys macrurus* (Mammalia, Didelphidae) in fragments of savannah in southwestern Brazil. **Journal of Natural History**, 41: 29–32.

340. Cai, W.; Borlace, S.; Lengaigne, M.; Van Rensch, P.; Collins, M.; Vecchi, G.; Timmermann, A.; Santoso, A.; McPhaden, M.J.; Wu, L.; England, M.H.; Wang, G.; Guilyardi, E. & Jin, F.F. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. **Nature Climate Change**, 4: 111–116.

341. Calaça, A.M. 2009. **A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução). Universidade Federal de Goiás. 109p.

342. Caldwell, D.K. & Caldwell, M.C. 1985. Manatees - *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758; *Trichechus senegalensis* Link, 1795 and *Trichechus inunguis* (Natterer, 1883), p.33–66. In: Ridgway, S.H. & Harrison, R.J. (eds.). **Handbook of Marine Mammals**. London, Academic Press.

343. Calouro, A.M. 1995. **Caça de subsistência: sustentabilidade e padrões de uso entre seringueiros ribeirinhos e não-ribeirinhos do Estado do Acre**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 82p.

344. Calouro, A.M. 1999. Riqueza de mamíferos de grande e médio porte do Parque Nacional da Serra do Divisor (Acre, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**, 16: 195–213.

345. Calouro, A.M. 2005. **Análise do manejo de “baixo impacto” e da caça de subsistência sobre uma comunidade de primatas na Floresta Estadual do Antimary (Acre, Brasil)**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. 80p.

346. Calouro, A.M. 2006. **Avaliação Ecológica Rápida de Grandes Mamíferos - Estação Ecológica do Rio Acre (AC)**. Relatório Técnico, 34p.

347. Calouro, A.M. 2007. **Atividades de monitoramento participativo de fauna na Terra Indígena Campinas/Katukina**. Relatório Técnico, 19p.

348. Calouro, A.M. 2008. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Chandless: Avaliação Ecológica Rápida - Relatório de Mastofauna**. Relatório Técnico, 38p.

349. Calvimontes, J.U. 2009. **Etnoconocimiento, uso y conservación del manatí amazónico *Trichechus inunguis* en la Reserva de Desarrollo Sostenible Amanã, Brasil**. Dissertação (Mestrado).



Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima. 210p.

350. Câmara, E.M.V.C. & Oliveira, L.C. 2012. Mammals of Serra do Cipó National Park, Southeastern Brazil. **Check List**, 8 (2): 355–359. ^{SEP}351. Câmara, I.G. & Palazzo, J.T. 1984. **Novas informações sobre a presença de *Eubalaena australis* no sul do Brasil**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 1. Buenos Aires, Argentina.

352. Câmara, I.G. 1995. Muriquis in the Itatiaia National Park, Brazil. **Neotropical Primates**, 3 (1): 19.

353. Camargo, C.C.; Lima, E.M.; Kierulff, M.C.M. & Silva Júnior, J.S. 2007. **Dados preliminares sobre diversidade de primatas diurnos em área de exploração madeireira, Paragominas, Pará**, In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia, Belo Horizonte, MG. Livro de resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.

354. Camargo, C.C. 2008. **Ecologia e comportamento do macacaco-caiarara (*Cebus kaapori*)**. Relatório técnico. Museu Paraense Emílio Goeldi. 18p.

355. Camilo-Alves, C. 2003. **Adaptações dos tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758) à variação da temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, MS**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

356. Camilo-Alves, C.S.P. & Mourão, G.M. 2006. Responses of a specialized insectivorous mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to variation in ambient temperature. **Biotropica**, 38 (1): 52–56.

357. Campbell, C.J. & Gibson, K.N. 2008. Spider monkey reproduction and sexual behavior, p.266–287. In: Campbell, C.J. (ed.). **Spider Monkeys: Behavior, Ecology and Evolution of the Genus *Ateles***. Cambridge University Press.

358. Campos, I.B. 2009. **Identificando vacíos clave de información y posibles acciones conservacionistas a través de un análisis de viabilidade poblacional para *Cebus kaapori* Queiroz (1992) (Cebidae-Primate), un primate del este amazónico en peligro crítico de extinción**. Dissertação (Mestrado em Primatologia). Universitat de Barcelona.

359. Canale, G.R.; Guidorizzi, C.E.; Kierulff, M.C.M. & Rodrigues Gatto, C.A.F. 2009. First Record of Tool Use by Wild Populations of the Yellow-Breasted Capuchin Monkey (*Cebus xanthosternos*) and New Records for the Bearded Capuchin (*Cebus libidinosus*). **American Journal of Primatology**, 71: 366–372.

360. Canale, G.R.; Kierulff, M.C.M. & Chivers, D.J. 2013. A Critically Endangered Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*) Living in a Highly Fragmented Hotspot, p.299–311. In: Marsh, L. & Chapman, C.A. (ed.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers .

361. Canale, G.R.; Peres, C.A.; Guidorizzi, C.E.; Gatto, C.A.F. & Kierulff, M.C.M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. **Plos One**, 7 (8): e41671.

362. Canale, G.R. 2008. *Callicebus melanochir* Wied-Neuwied, 1820, p.772–773. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas..

363. Canale, G.R. 2010. **Ecology and Conservation of the yellow-breasted capuchin monkey in the northern Atlantic Forest**. Tese (Doutorado). Universidade de Cambridge.

364. Cañas, L.F.S. 2010. **Uso do espaço e atividade de *Tapirus terrestris* em uma área do Pantanal Sul**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 68p.

365. Canepuccia, A.D.; Martínez, M.M. & Vassallo, A.I. 2007. Selection of waterbirds by Geoffroy's cat: Effects of prey abundance, size, and distance. **Mammalian Biology**, 72: 163–173.



366. Cantanhede, A.M.; da Silva, V.M.F.; Farias, I.P.; Hrbek, T.; Lazzarini, S.M. & Alves-Gomes, J.A. 2005. Phylogeography and population genetics of the endangered Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* Natterer, 1883 (Mammalia, Sirenia). **Molecular Ecology**, 14: 401–413.
367. Cantanhede, A.M. 2008. **Genética populacional do peixe-boi da Amazônia, *Trichechus inunguis* NATTERER, 1883 (Mammalia, Sirenia) na Amazônia brasileira: implicações para sua conservação**. Tese (Doutorado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 126p.
368. Cappozzo, H. L.; Negri, M. F.; Pérez, F. H.; Albareda, D.; Monzón, F. & Corcuera, J. F. 2007. Incidental mortality of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 6 (2): 127–137.
369. Cardoso, E.M. & Silva, C.R. 2008. Registro de cutia (*Dasyprocta leporina*) em castanhais na colocação marinho, Reserva Extrativista do rio Cajari, Amapá, p.59–66. In: Wadt, L.H.O. (ed.). **Seminário do Projeto Kamucaia: Manejo Sustentável de Produtos Florestais Não Madeiros na Amazônia**. Kamukaia. Embrapa Acre.
370. Cardoso, N.A. & Santos, B.S. 2005. Use of food resources by *Callicebus melanochir* (Primates: Pitheciidae) in an Atlantic forest fragment in the Serra do Teimoso Natural Reserve, Jussari – BA. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Anais. Sociedade Brasileira de Primatologia. Porto Alegre, RS.
371. Carillo, E.; Saenz, J.C. & Fuller, T.K. 2002. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. **Biological Conservation**, 108: 317–324.
373. Carmignotto, A.P. & Aires, C.C. 2011. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. **Biota Neotropica**, 11 (1): 307–322.
374. Carmignotto, A.P. & Monfort, T. 2006. Taxonomy and distribution of the Brazilian species of *Thylamys* (Didelphimorphia: Didelphidae). **Mammalia**, 70: 126–144.
375. Carmignotto, A.P. 2005. **Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo.
376. Carmo, A.B. 2008. **Comunicação acústica no estabelecimento de relações sociais em *Trinomys yonenagae***. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento). Universidade Federal da Bahia. 41p.
377. Carnegie, S.D.; Fedigan, L.M. & Ziegler, T.E. 2011. Social and environmental factors affecting fecal glucocorticoid levels in wild female white-faced capuchins (*Cebus capucinus*). **American Journal of Primatology**, 73: 1–9.
378. Carnieli Jr., P.; Fahl, W.O.; Castilho, J.G.; Oliveira, R.N.; Macedo, C.I.; Durymanova, E.; Jorge, R.S.P.; Morato, R.G.; Spindola, R.O.; Machado, L.M.; Carrieri, M.L. & Kotait, I. 2008. Characterization of rabies virus isolated from canids and identification of the main wild canid host in Northeastern Brazil. **Virus Research**, 131: 33–46.
379. Carrol, C. 2006. Linking connectivity to viability: insights from spatially explicit population models of large carnivores, p.712. In: Rooks, K.R.; Sanjayan, M. (eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press.
380. Carter, S.K. & Rosas, F.C.W. 1997. Biology and conservation of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis*. **Mammal Review**, 27: 1–26.
381. Carter, T.S. & Encarnação, C.D. 1983. Characteristics and use of burrows by four species of armadillos in Brazil. **Journal of Mammalogy**, 64 (1): 103–108.
382. Carvalho, A.H.; Lopes, M.O.G. & Svartman, M. 2012. A new karyotype for *Rhipidomys* (Rodentia, Cricetidae) from Southeastern Brazil. **Comparative Cytogenetics**, 6 (3): 227–237.



383. Carvalho, A.S.; Martins, F.D.; Dutra, F.M.; Gettinger, D.; Martins-Hatano, F. & Bergallo, H.G. 2014. Large and Medium-Sized Mammals of Carajás National Forest, Pará State, Brazil. **Check List**, 10 (1): 1–9.
384. Carvalho, A.S. 2010. **Mamíferos de médio e grande porte na Floresta Nacional de Carajás, Pará: riqueza, abundância e efeitos da fitofisionomia e do impacto da mineração**. Dissertação (Mestrado). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 134p.
385. Carvalho, B.A.; Oliveira, L.F.B.; Nunes, A.P. & Mattevi, M.S. 2002. Karyotypes of nineteen marsupial species from Brazil. **Journal of Mammalogy**, 70: 126–144.
386. Carvalho, C.E.G. 2008. *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820), p.907. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
387. Carvalho, C.T. 1976. Aspectos faunísticos do cerrado – o lobo guará (Mammalia, Canidae). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, 21: 1–20.
388. Carvalho Jr., E.A.R. & Pezzuti, J.C.B. 2010. Hunting of jaguars and pumas in the Tapajós-Arapiuns Extrative Reserve, Brazilian Amazonia. **Oryx**, 44 (4): 610–612.
389. Carvalho Jr., O.; Pinto, A.C.B. & Galetti, M. 1999. New observations on *Cebus kaapori* in eastern Brazilian Amazonia. **Neotropical Primates**, 7 (2): 41–43.
390. Casado, F.; Bonvicino, C.R.; Nagle, C.; Comas, B.; Manzur, T.D.; Lahoz, M.M. & Seuanez, H.N. 2010. Mitochondrial divergence between 2 populations of the hooded capuchin, *Cebus (Sapajus) cay*. **Heredity**, 101: 261–269.
391. Caso, A.; Lopez-Gonzalez, C.; Payan, E.; Eizirik, E.; de Oliveira, T.; Leite-Pitman, R.; Kelly, M. & Valderrama, C. 2008. ***Panthera onca* (Linnaeus, 1758)**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T15953A5327466. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T15953A5327466.en>. (Acesso em 2016).
392. Caso, A.; de Oliveira, T. & Carvajal, S.V. 2015. ***Puma yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)**. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T9948A50653167. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T9948A50653167.en>. (Acesso em 2016).
393. Cassano, C.R.; Kierulff, M.C.M. & Chiarello, A.G. 2011. The cacao agroforests of the Brazilian Atlantic forest as *habitat* for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. **Mammalian Biology**, 76 (3): 243–250.
394. Cassano, C.R.; Kierulff, M.C.M.; Santos, G.R.; Suscke, P.; Canale, G. & Guidorizzi, C.E. 2005. **Densidade e tamanho populacional do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos*) em três fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Anais. Livro de Resumos. Porto Alegre, RS.
395. Cassano, C.R. 2006. **Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) no sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Estadual de Santa Cruz. 106p.
396. Cassens, I.; Vicario, S.; Waddell, V.G.; Balchowsky, H.; Van Belle, D.; Ding, W.; Fan, C.; Mohan, R.S.L.; Simoes-Lopes, P.C.; Bastida, R.; Meyer, A.; Stanhope, M.J. & Milinkovitch, M.C. 2000. Independent adaptation to riverine *habitat* allowed survival of ancient cetacean lineages. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 97 (21): 11343–11347.
397. Cassini, M.H. & Vila, B.L. 1990. Cluster analysis of group types in southern right whale (*Eubalaena australis*). **Marine Mammal Science**, 6: 17–24.



398. Castello, H.P. & Pinedo, M.C. 1979. Southern right whales (*Eubalaena australis*) along the southern Brazilian coast. **Journal of Mammalogy**, 60 (2): 429–430.
399. Castro, M.L. 2001. RPPN Feliciano Miguel Abdala - a protected area for the northern muriqui. **Neotropical Primates**, 9 (3): 128–129.
400. Catzefflis, F.; Patton, J.; Percequillo, A.; Bonvicino, C. & Weksler, M. 2008. *Kerodon rupestris*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T10988A3236825. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T10988A3236825.en>. (Acesso em 2012).
401. Catzefflis, F.; Patton, J.; Percequillo, A.; Bonvicino, C. & Weksler, M. (2008). *Ctenomys flamarioni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136464A4295063. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136464A4295063.en>. (Acesso em 2013).
402. Catzefflis, F.; Patton, J.; Percequillo, A.; Bonvicino, C. & Weksler, M. 2008. *Trinomys moojeni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136543A4308049. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136543A4308049.en>. (Acesso em 2012).
403. Catzefflis, F.; Patton, J.; Percequillo, A.; Bonvicino, C. & Weksler, M. 2008. *Trinomys yonenagae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136414A4288527. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136414A4288527.en>. (Acesso em 2012).
404. Catzefflis, F.; Patton, J.; Percequillo, A.; Bonvicino, C. & Weksler, M. 2008. *Chaetomys subspinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T4366A10812988. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T4366A10812988.en>. (Acesso em 2012).
405. Cavalcanti, S.M.C. & Gese, E. 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars in the southern Pantanal. **Journal of Mammalogy**, 90: 935–945.
406. Cavalcanti, S.M.C. & Gese, E.M. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal. **Brazilian Journal of Mammalogy**, 91: 722–736.
407. Cazzadore, K.C. 2007. **Estudo do Comportamento Alimentar e de Forrageio de um Grupo de Macacos-Prego (*Cebus apella*) no Parque Estadual Matas do Segredo, Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado em Psicologia). Universidade Católica Dom Bosco.
408. CENAP, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros. 2008. **Inventário e diagnóstico da mastofauna terrestre e semi-aquática da ESEC Terra do Meio**. Relatório Técnico.
409. CENAP, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros. 2009. **Inventário e diagnóstico da mastofauna terrestre e semi-aquática da ESEC Terra do Meio e PARNA Serra do Pardo**. Relatório Técnico.
410. Cerqueira, R.; Marroig, G. & Pinder, L. 1998. Marmosets and lions-tamarins distribution (Callitrichidae, Primates) in Rio de Janeiro State, South-eastern Brazil. **Mammalia**, 62 (2): 213–226.
411. Cerqueira, R. & de Vivo, M. 2008. *Caluromysiops irrupta* Sanborn, 1951, p.703–704. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
412. Cerqueira, R. 2008. *Wilfredomys oenax* (Thomas, 1928)., p.840–841. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
413. Chagas, R.R.D. & Ferrari, S.F. 2010. Habitat use by *Callicebus coimbrai* (Primates: Pitheciidae) and sympatric species in the fragmented landscape of the Atlantic Forest of southern Sergipe, Brazil. **Zoologia**, 27: 853–860.



414. Chagas, R.R.D. & Ferrari, S.F. 2011. Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 71: 569–575.
415. Chagas, R.R.D.; Souza-Alves, J.P.; Jerusalinsky, L. & Ferrari, S.F. 2009. New records of *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae) from southern Sergipe, Brazil. **Edentata**, 8 (10): 21–23.
416. Chaoui, N.J. & Hasler-Gallusser, S. 1999. Incomplete sexual suppression in *Leontopithecus chysomelas*: A behavioural and hormonal study in a semi-natural environment. **Folia Primatologica**, 70: 47–54.
417. Chapman, R.E. (2008). *Cavia intermedia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136520A4303901. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136520A4303901.en>.
418. Charity, S.E.; Tomas, W. & Buschinelli, M.C.P. 1989. **Plano de manejo e conservação para o cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* – U.H.E. Três Irmãos**. CESP.
419. Chaves, P.B.; Alvarenga, C.S.; Possamai, C.B.; Dias, L.G.; Boubli, J.P.; Strier, K.B.; Mendes, S.L. & Fagundes, V. 2011. Genetic diversity and population history of a critically endangered primate, the northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*). **Plos One**, 6: 1–12.
420. Chebez, J.C.; Nigro, N.A. & Pereira, J. 2008. “Gato del pajonal,” p.102–105. In: **Los que se van. Fauna argentina amenazada**. Editorial Albatros. Tomo 3.
421. Chebez, J.C.; Nigro, N.A.; Solís, G.A. & Strumia, A.T. 2008. Confirmación de la presencia del gato del Pantanal (Cope, 1889) en la Argentina. **Nótulas Faunísticas**, 19: 1–11.
422. Chebez, J.C. 1996. **Fauna Misionera: Catálogo sistemático y zoogeográfico de los vertebrados de la Provincia de Misiones (Argentina)**. LOLA (Literature of Latin America).
423. Cheida, C.C.; Nakano-Oliveira, E.; Fusco-Costa, R.; Rocha-Mendes, F. & Quadros, J. 2006. Ordem Carnívora, p.437. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.
424. Cherem, J.J.; Olimpio, J. & Ximenez, A. 1999. Descrição de uma nova espécie do gênero *Cavia* Pallas, 1766 (Mammalia, Caviidae) das Ilhas dos Molegues do Sul, Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, 12 (1): 95–117.
425. Cherem, J.J.; Simões-Lopes, P.C.; Althoff, S.L. & Graipel, M. 2004. Lista dos Mamíferos do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Mastozoologia Neotropical**, 11 (2): 151–184.
426. Chiarelli, A.B. 1972. **Taxonomic atlas of living primates**. Academic press. 363p.
427. Chiarello, A. & Moraes-Barros, N. 2014. *Bradypus torquatus*. IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T3036A47436575. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T3036A47436575.en>. (Acesso em 2012).
428. Chiarello, A.G.; Aguiar, L.M.S.; Cerqueira, R.; Melo, F.R.; Rodrigues, F.H.G. & da Silva, V.M.F. 2008. Mamíferos ameaçados de extinção do Brasil, p.681–702. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
429. Chiarello, A.G.; Chivers, D.J.; Bassi, C.; Maciel, M.A.; Moreira, L. & Bazzalo, M. 2004. A translocation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **Biological Conservation**, 118: 421–430.
430. Chiarello, A.G.; Costa, L.P.; Leite, Y.L.R.; Passamani, M.; Siciliano, S. & Zórtea, M. 2007. Os mamíferos ameaçados de extinção no Estado do Espírito Santo, p.29–45. In: Passamani, M. & Mendes,



S.L. (eds.). **Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo**. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica.

431. Chiarello, A.G.; Faria, D. & Oliveira, P.A. 2008. *Chaetomys subspinosus* Olfers, 1818, p.822–823. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

432. Chiarello, A.G.; Melo, F.R. & Oliveira, P.A. 2006. Mamíferos das áreas prioritárias dos rios Jequitinhonha e Murici, p.194–228. In: Pinto, L.P.S. & Bedê, L. (eds.). **Biodiversidade e Conservação nos Vales dos rios Jequitinhonha e Mucuri**. Ministério do Meio Ambiente.

433. Chiarello, A.G. & Melo, F.R. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, 22 379–396.

434. Chiarello, A.G. 1992. **Dieta, padrão de atividades e área de vida de um grupo de bugios (*Alouatta fusca*) na Reserva de Santa Genebra**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas.

435. Chiarello, A.G. 1995. Density and *habitat* use of primates at an Atlantic forest reserve of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 55 (1): 105–110.

436. Chiarello, A.G. 1998. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **Journal of Zoology**, 246 (1): 1–10.

437. Chiarello, A.G. 1998. Diet of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **Journal of Zoology**, 246: 11–19.

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

439. Chiarello, A.G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 11 (12): 229–247.

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

441. Chiarello, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, 60 (2): 237–247.

442. Chiarello, A.G. 2003. Primates of the Brazilian Atlantic Forest: The Influence of Forest Fragmentation on Survival, p.99–121. In: Marsh, L.K. (ed.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers.

443. Chiarello, A.G. 2008. *Bradypus torquatus* Illiger, 1811, p.704–706. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

444. Chiarello, A.G. 2008. Sloth ecology: An overview of field studies, p.370. In: Vizcaíno, S.F. & Loughry, W.J. (eds.). **The Biology of the Xenarthra**. University Press of Florida.

445. Chiquito, E.A.; Carvalho, M.P. & Percequillo, A.R. 2009. *Priodontes maximus* (Kerr, 1792) Cingulata, Dasypodidae, p.44. In: Bressan, M.; Kierulff, M.C.M. & Sugieda, A. (eds.). **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo/Secretaria de Meio Ambiente.

446. Christoff, A.; Fagundes, V.; Bonvicino, C. & Geise, L. 2008. *Akodon mystax*. IUCN Red List of Threatened Species, Version: : e.T136260A4266500. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS>.



T136260A4266500.en. (Acesso em 2013).

447. CI, Conservação Internacional; Fundação SOS Mata Atlântica; Fundação Biodiversitas; Instituto de Pesquisas Ecológicas; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & SEMAD/IEF, Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. MMA/ SBF. 40p.

448. Ciocheti, G. 2007. **Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), Onça-Parda (*Puma concolor*) e Jaguaritica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal no estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres). Universidade de São Paulo. 86p.

449. CITES, **Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 2011. Appendices I, II e III**. <http://www.cites.org>.

450. CITES, **Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 2015. Apêndices I, II e III**. <https://www.cites.org/>.

451. Clapham, P.J. & Baker, C.S. 2009. Whaling, modern, p.1239–1243. In: Perrin, W.F.; Würsig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press.

452. Clapham, P.J.; Young, S.B. & Brownell Jr., R.L. 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. **Mammal Review**, 29: 35–60.

453. Clarke, F.M.; Rostant, L.V. & Racey., P.A. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. **Journal of Applied Ecology**, 42: 409–420.

454. Clarke, M.R.; MacLeod, N.; Castello, H.P. & Pinedo, M.C. 1980. Cephalopod remains from stomach of a sperm whale stranded at Rio Grande do Sul in Brazil. **Marine Biology**, 59 (4): 235–239.

455. Clutton-Brock, T.H. & Harvey, P.H. 1977. Primate ecology and social organization. **Journal of Zoology**, 183 (1): 1–39.

456. CMS, **Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. 2015. Apêndice I**. <http://www.cms.int/en/species>.

457. Coelho, A.G.A.; Antunes, P.C.; Oliveira-Santos, L.G.R.; Tomás, W.M. & Bordignon, M.O. 2010. **Comunidade de pequenos mamíferos de paisagens nativas e pastagens cultivadas no Pantanal da Nhecolândia**. In: 5º Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal. Corumbá, MS.

458. Coelho, C.M.; Melo, L.F.B.; Sábato, M.A.L.; Magni, E.M.V.; Hirsch, A. & Young, R.J. 2008. Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. **Journal of Mammalogy**, 89 (1): 97–104.

459. Coelho, C.M.; Melo, L.F.B.; Sábato, M.A.L.; Rizel, D.N. & Young, R.J. 2007. A note on the use of GPS collars to monitor wild maned wolves *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) (Mammalia, Canidae). **Applied Animal Behaviour Science**, 105: 259–264.

460. Coimbra-Filho, A.F. & Câmara, I.G. 1996. **Os limites originais do bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil**. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN).

461. Coimbra-Filho, A.F. & Magnanini, A. 1962. **Aves da Restinga**. Comissão Permanente da Reserva Biológica de Jacarepagua.

462. Coimbra-Filho, A.F.; Mittermeier, R.A. & Constable, I.D. 1981. *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903) recorded from Minas Gerais, Brazil (Callitrichidae, Primates). **Revista Brasileira de Biologia**, 41 (1): 141–147.



463. Coimbra-Filho, A.F.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Mendes, S.L.; Kierulff, M.C.M. & Pinto, L.P.S. 2006. The taxonomic status of Wied's black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii* (Callitrichidae, Primates). **Primate Conservation**, 21: 1–24.
464. Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. 1973. Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* Lesson, 1840 in Brazil. **Primates**, 14 (1): 47–66.
465. Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. 1977. Conservation of the Brazilian lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*), p.59–94. In: Prince Rainier III of Monaco, H.S.H. & Bourne, G.H. (eds.). **Primate Conservation**. Academic Press.
466. Coimbra-Filho, A.F.; Pissinatti, A. & Rylands, A.B. 1993. Breeding muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in captivity: the experience of the Rio de Janeiro Primate Centre (CPRJ-FEEMA) (Ceboidea, Primates). **Journal of Wildlife Preservation Trusts**, 29: 66–77.
467. Coimbra-Filho, A.F.; Pissinatti, A. & Rylands, A.B. 1993. Experimental multiple hybridism among *Callithrix* species from eastern Brazil, p.95–120. In: Rylands, A.B. (ed.). **Marmosets and tamarins: Systematics, behavior, and ecology**. Oxford University Press.
468. Coimbra-Filho, A.F.; Pissinatti, A. & Rylands, A.B. 1997. Back-crossing and the preservation of the buffy-headed marmoset (*Callithrix aurita flaviceps*) Callitrichidae, Primates, p.204–215. In: Ferrari, S.F. & Schneider, H. (eds.). **A Primatologia no Brasil 5**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
469. Coimbra-Filho, A.F.; Rocha e Silva, R. & Pissinatti, A. 1991. Acerca da distribuição geográfica original de *Cebus apella xanthosternos* Wied 1820 (Cebidae, Primates), p.215–224. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil 3**. Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia.
470. Coimbra-Filho, A.F.; Rylands, A.B.; Pissinatti, A. & Santos, I.B. 1992. The distribution and conservation of the buff-headed capuchin monkey, *Cebus xanthosternos*, in the Atlantic forest region of eastern Brazil. **Primate Conservation**, 12 (13): 24–30.
471. Coimbra-Filho, A.F. 1966. Notes on the reproduction and diet of azara's fox, *Cerdocyon thous azarae*, and hoary fox, *Dusicyon vetulus* at Rio de Janeiro Zoo. **International Zoo Yearbook**, 6: 168–169.
472. Coimbra-Filho, A.F. 1969. Mico Leão, *Leontideus rosalia* (Linnaeus, 1766): situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae-Primates). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 41: 29–52.
473. Coimbra-Filho, A.F. 1972. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil, p.13–98. In: **Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção**. Academia Brasileira de Ciências.
474. Coimbra-Filho, A.F. 1976. **Os sagüis do gênero *Leontopithecus* Lesson, 1840 (Callithricidae - Primates)**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro.
475. Coimbra-Filho, A.F. 1976. *Leontopithecus rosalia chrysopygus* (Mikan, 1823), o mico-leão do Estado de São Paulo (Callitrichidae - Primates). **Silvicultura em São Paulo**, 10: 1–36.
476. Coimbra-Filho, A.F. 1984. Situação atual dos calitriquídeos que ocorrem no Brasil (Callitrichidae-Primates), p.15–33. In: de Mello, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil 1**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
477. Coimbra-Filho, A.F. 1986. **Sagüi-da-serra *Callithrix flaviceps* (Thomas, 1903)**. FBCN/Inf. Rio de Janeiro.
478. Coimbra-Filho, A.F. 1986. **Sagüi-da-serra-escuro *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812)**. FBCN/Inf. Rio de Janeiro.



479. Coimbra-Filho, A.F. 1986. O macaco-prego-de-peito-amarelo, *Cebus apella xanthosternos*. **Informativo FBCN**, 10 (4): 3.
480. Coimbra-Filho, A.F. 1990. Sistemática, distribuição geográfica e situação atual dos símios brasileiros (Platyrrhini, Primates). **Revista Brasileira de Biologia**, 50: 1063–1079.
481. Coimbra-Filho, A.F. 1991. Apontamentos sobre *Callithrix aurita* (E. Geoffroyi, 1812), um sagui pouco conhecido (Callitrichidae, Primates), p.145–158. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia.
482. Colares, I.G. & Colares, E.P. 2002. Food plants eaten by Amazonian manatees (*Trichechus inunguis*, Mammalia: Sirenia). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 45 (1): 67–72.
483. Coles, R. 2009. **Fission-fusion sociality in Southern Muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in continuous Brazilian Atlantic Forest**. Tese (Doutorado em Biological Anthropology). University of Cambridge. 356p.
484. Coles, R.C.; Alebi, M.G. & Lee, P.C. 2008. Fission-fusion sociality in southern muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in the continuous Atlantic Forest of Brazil. **Primate Eye**, 96: 652.
485. Coles, R.C.; Lee, P.C. & Talebi, M. 2012. Fission–Fusion Dynamics in Southern Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Continuous Brazilian Atlantic Forest. **International Journal of Primatology**, 33: 93–114.
486. Collevatti, R.G.; Leite, K.C.E.; Miranda, G.H.B. & Rodrigues, F.H.G. 2007. Evidence of high inbreeding in a population of endangered giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Myrmecophagidae), from Emas National Park, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, 30 (1): 112–120.
487. Collins, A.C. & Dunbach, J.M. 2000. Phylogenetic Relationships of Spider Monkeys (*Ateles*) Based on Mitochondrial DNA Variation. **International Journal of Primatology**, 21: 381–420.
488. Collins, A.C. 2008. The taxonomic status of spider monkeys in the twenty-first century, p.50–78. In: Campbell, C. (ed.). **Spider Monkeys: Behavior, Ecology and Evolution of the Genus Ateles**. Cambridge University Press.
489. Collins, L.R. 1973. **Monotremes and marsupials: a reference for zoological institutions**. Smithsonian Institution Press. 323p.
490. Committee on Taxonomy, The Society of Marine Mammalogy. 2015. **List of marine mammal species and subspecies**. Society for Marine Mammalogy. www.marinemammalscience.org. (Acesso em 2015).
491. Conforti, V. A. & Azevedo, F.C.C. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguazu National Park area, south Brazil. **Biological Conservation**, 111: 215–221.
492. Constantino, P.J.; Lee, J.J.; Gerbig, Y.; Hartstone-Rose, A.; Talebi, M.; Lawn, B.R. & Lucas, P.W. 2012. The role of tooth enamel mechanical properties in primate dietary adaptation. **American Journal of Physical Anthropology**, 148 (2): 171–177.
493. Cooke, J.G.; Payne, R. & Rowntree, V. 2001. Update estimates of demographic parameters for southern right whales (*Eubalaena australis*) observed off Peninsula Valdes, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 125–132.
494. Cooke, J.G.; Rowntree, V.J. & Payne, R. 2003. **Analysis of intra-annual variation in reproductive success of South Atlantic right whales (*Eubalaena australis*) from photoidentification of calving females observed off Peninsula Valdes, Argentina, 1971-2000**. Paper SC/55/O23 presented to Scientific Committee of the International Whaling Commission, Berlin



495. Cordeiro, J.L.P. 2004. **Estrutura e Heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de Cervos-do-Pantanal (*Bstocerus dichotomus*)**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 202p.
496. Cordeiro Júnior, D.A. & Talamoni, S.A. 2006. New data on the life history and occurrence of spiny rats *Trinomys moojeni* (Rodentia: Echimyidae), in south eastern Brazil. *Acta Theriologica*, 51: 163–168.
497. Cordeiro Júnior, D.A. 2009. **Estrutura e Função Testiculares em Roedores Silvestres das Famílias Echimyidae (*Trinomys moojeni*) e Cricetidae (*Akodon cursor*, *Akodon montensis*, *Necomys lasiurus* e *Oligoryzomys migrripes*), da Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraç**. Tese (Doutorado em Biologia Celular). Universidade Federal de Minas Gerais. 119p.
498. Cormier, L. 2000. Cultural practices benefitting primate conservation among the Guajá of eastern Amazonia. *Neotropical Primates*, 8 (4): 144–146.
499. Corrêa, A.A.; Groch, K.R.; da Rocha, M.E.C.; Serafini, P. & Moreira, L.M.P. 2010. **Right whales and other baleen whales strandings on the coast of Santa Catarina State, Southern Brazil**. In: Reunião de trabalho de especialistas em mamíferos aquáticos da América do Sul (Rt), 14; Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos (SOLAMAC). Florianópolis, SC
500. Corrêa, A.A. & Groch, K.R. 2008. **Ocorrência de grupos sociais de baleias francas austrais na APA da baleia franca – SC, nas temporadas reprodutivas de 2002 a 2004**. In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia - CBO. Fortaleza, CE
501. Corrêa, H.K.M.; Coutinho, P.E.G. & Ferrari, S.F. 2000. Between-year differences in the feeding ecology of highland marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) in southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 252: 421–427.
502. Corrêa, H.K.M. & Coutinho, P.E.G. 1997. Fatal attack of a pit viper, *Bothrops jararaca*, on an infant buffy-tufted ear marmoset (*Callithrix aurita*). *Primates*, 38 (2): 215–217.
503. Corrêa, H.K.M. 1995. **Ecologia e comportamento alimentar de um grupo de saguis-da-serra-escuros (*Callithrix aurita* E. Geoffroy, 1812) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Cunha, São Paulo, Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais.
504. Corsini, C. F. & Moura, A. C. A. 2014. Census of the Blond Titi Monkey *Callicebus barbarabrownae* (Pitheciidae) in the Semi-Deciduous Atlantic Forest of Chapada Diamantina, Brazil. *Neotropical Primates*, 21 (2): 177–182.
505. Cortés-Ortiz, L.; Bermingham, E.; Rico, C.; Rodríguez-Luna, E.; Sampaio, I. & Ruiz-Garcia, M. 2003. Molecular systematics and biogeography of the Neotropical monkey genus, *Alouatta*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 26: 64–81.
506. Cosenza, B.A.P. & Melo, F.R. 1998. Primates of the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*, 6 (1): 18–20.
507. Cosenza, B.A.P. 1993. Primatas do município de Carangola. *Boletim do Museu Municipal*, 1: 1–17.
508. Cosse, M. 2001. **Dieta y solapamiento de la población de venado de campo “Los Ajos”, (*Ozotoceros bezoarticus* L, 1758) (Artiodactyla: Cervidae)**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Facultad de Ciencias.
509. Costa, B.M.A.; Geise, L.; Pereira, L.G. & Costa, L.P. 2011. Phylogeography of *Rhipidomys* (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae) and description of two new species from southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 95 (2): 945–962.



510. Costa, C.G.; Perônio, C.A.; Machado, L.L.; Ribeiro, G.M.; Machado, F.S.; Nunes, D.P. & Reis, F.C. 2003. **Ocorrência de *Callithrix flaviceps* em um fragmento de Mata Atlântica na região do Vale do rio Doce.** In: Livro de Resumos do II Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Sociedade Brasileira de Mastozoologia e Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.
511. Costa, C.H.N. & Courtenay, O. 2003. A new record of the hoary fox *Pseudalopex vetulus* in north Brazil. **Mammalia**, 67: 593–594.
512. Costa, L.P. & Leite, Y.L.R. 2008. *Phyllomys thomasi* (Ihering, 1871), p.828–830. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
513. Costa, M.D.; Fernandes, F.A.B.; Hilário, R.R.; Gonçalves, A.V. & Souza, J.M. 2012. Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 102 (1): 5–10.
514. Costa Neto, S.V. 2006. **Inventário biológico das áreas do Sucuriçu e região dos Lagos no Estado do Amapá: Relatório Final PROBIO.** IEPA, Macapá. 218p.
515. Costacurta, M.B. 2006. **Plano de Manejo - Fazenda São Geraldo.**
516. Costa-Urrutia, P.; Abud, C.; Secchi, E. R. & Lessa, E. P. 2012. Population genetic structure and social kin associations of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. **Journal of Heredity**, 103: 92–102.
517. Costello, R.K.; Dickinson, C.; Rosenberger, A.L.; Boinski, S. & Szalay, F.S. 1993. **Squirrel monkey (genus *Saimiri*) taxonomy: a multidisciplinary study of the biology of the species.** Plenum Press.
518. Cotté, C. & Simard, Y. 2005. Formation of dense krill patches under tidal forcing at whale feeding hot spots in the St. Lawrence Estuary. **Marine Ecology Progress Series**, 288: 199–210.
519. Courtenay, O.; Macdonald, D.W.; Gillingham, S.; Almeida, G. & Dias, R. 2006. First observations on South America's largely insectivorous canid: the hoary fox (*Pseudalopex vetulus*). **Journal of Zoology**, 268: 45–54.
520. Courtenay, O.; Santana, E.W.; Johnson, P.J.; Vasconcelos, I.A.B. & Vasconcelos, A.W. 1996. Visceral leishmaniasis in the hoary zorro (*Dusicyon vetulus*): a case of mistaken identity. **Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene**, 90: 458–502.
521. Courtenay, O.; Santana, E.W.; Johnson, P.J.; Vasconcelos, I.A.B. & Vasconcelos, A.W. 1996. Visceral leishmaniasis in the hoary zorro *Dusicyon vetulus*: a case of mistaken identity. **Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene** 90: 498–502.
522. Coutinho, M.; Campos, Z.; Mourão, G. & Mauro, R. 1997. Aspectos ecológicos dos vertebrados terrestres e semi-aquáticos no Pantanal, p.183–322. In: **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) - PCBAP: diagnóstico dos meios físico e biótico - meio biótico.** Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.
523. Coutinho, P.E.G. & Corrêa, H.K.M. 1995. Polygyny in a free-ranging group of buffy-tufted-ear marmosets, *Callithrix aurita*. **Folia Primatologica**, 65 (1): 25–29.
524. Coutinho, P.E.G. 1996. **Comportamento reprodutivo de um grupo de *Callithrix aurita* (Platyrrhini, Primates) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Cunha, São Paulo, Brasil.** Tese (Doutorado). Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi.
525. Coutinho, R. 2007. **Diversidade gênica populacional para *Lonchophylla dekeyseri* (Taddei, Vizotto & Sazima, 1983) (Mammalia, Chiroptera).** Universidade Federal do Espírito Santo. 41p.



526. CPB, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação dos Primatas Brasileiros/ICMBio. 2011. **Sumário executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste**. <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-primatas-caatinga/sumario-primatas-nordeste-web.pdf>. (Acesso em 2013).
527. Crawshaw Jr., P.G. & Quigley, H. 1991. Jaguar spacing, activity, and *habitat* use in a seasonally flooded environment in Brazil. **Journal of Zoology (London)**, 223: 357–370.
528. Crawshaw, P.G. & Quigley, H.B. 1984. **A ecologia do jaguar ou onça-pintada no Pantanal**. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF).
529. Crawshaw, P.G. & Quigley, H.B. 2002. Food *habitat* of jaguars and cougars in the Pantanal, Brazil, p.223–235. *In*: Medellín, R.A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K.H.; Robinson, J.G.; Sanderson, E. & Taber, A. (eds.). **Jaguars in the new millennium**. National Autonomous University of Mexico.
530. Crawshaw, P.G. 1995. **Comparative Ecology of Ocelot (*Felis pardalis*) and Jaguar (*Panthera onca*) in a Protected Subtropical Forest in Brazil and Argentina**. Tese (Doutorado). University of Florida. 190p.
531. Creighton, G.K. & Gardner, A.L. 2008. Genus *Thylamys* Gray, 1843, p.107–117. *In*: Gardner, A.L. (ed.). **Mammals of South America**. University of Chicago Press.
532. Cremer, M. J.; Von Fersen, L.; Bordino, P.; Franco-Trecu, V.; Iñiguez, M.; Marigo, J. & Secchi, E. 2015. Workshop para a coordenação da pesquisa e conservação de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844).
533. Cremer, M. J.; Holz, A. C.; Schulze, B.; Sartori, C. M.; Campos, C. C. R.; Simões-Lopes, P. C. A.; Bordino, P. & Wells, R. 2012. **Satellite-linked telemetry and visual monitoring of tagged franciscanas in south Brazil**. *In*: 15ª Reunión de Trabajo de 15 Expertos em Mamíferos Acuáticos de América del Sur (RT 15ª) y el 9º Congreso de la Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos. Puerto Madryn, Argentina.
534. Cremer, M. J. & Simões-Lopes, P. C. 2008. Distribution, abundance and density estimates of Franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25: 397–402.
535. Cremer, M.J.; Simões-Lopes, P.C. & Pires, J.S.R. 2009. Occupation patterns of a harbor inlet by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 52: 765–774.
536. Crespo, E. A.; Harris, G. & Gonzalez, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, 4: 845–848.
537. Crespo, J.A. 1954. Presence of the reddish howling monkey (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera) in Argentina. **Journal of Mammalogy**, 35: 117–118.
538. Crockett, C.M. & Sekulic, R. 1984. Infanticide in red howler monkeys (*Alouatta seniculus*), p.173–191. *In*: Hausfater, G. & Hrdy, S.B. (eds.). **Comparative and Evolutionary Perspectives**. Aldine Publishing Co.
539. Croll, D.A.; Acevedo-Gutiérrez, A.; Tershy, B.R. & Urbán-Ramírez, J. 2001. The diving behavior of blue and fin whales: is dive duration shorter than expected based on oxygen stores?. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part A**, 129: 797–809.
540. Cropp, S.J.; Larson, A. & Cheverud, J.M. 1999. Historical biogeography of Tamarins, genus *Saguinus*: The molecular phylogenetic evidence. **American Journal of Physical Anthropology**, 108



(October 1997): 65–89.

541. Cruz Lima, E. 1945. **Mamíferos da Amazônia, vol. 1: Introdução geral e primatas**. Contribuições do Museu Paraense Emilio Goeldi de História Natural e Etnografia. 274p.

542. Cruz Lima, E. 1945. **Mammals of Amazonia 1. General Introduction and Primates**. Contribution from the Museu Paraense Emilio Goeldi de Historia Natural e Etnografia Mammals of Amazonia, Belém do Pará.

543. Cuellar, E.; Maffei, L.; Arispe, R. & Noss, A. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 41: 169–177.

544. Cullen Jr., L.; Abreu, C.K.; Sana, D.A. & Nava, A.F.D. 2005. As onças pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. **Natureza e Conservação**, 3: 43–58.

545. 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): 137–144.

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

547. Cullen Jr., L. 2006. **Jaguars as landscape detectives for the conservation of Atlantic Forests in Brazil**. Tese (Doutorado em Ecologia). University of Kent, Canterbury.

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

549. Culver, M.; Johnson, W.E.J.; Pecon-Slattery, J. & S., O'Brien. 2000. Genomic ancestry of the American Puma (*Puma concolor*). **The Journal of Heredity**, 91 (3): 186–197.

550. Culver, M. 2010. Lessons and insights from evolution, taxonomy and conservation genetics, p.27–40. In: Hornocker, M.G. & Sharon, N. (eds.). **Cougar: ecology and conservation**. The University of Chicago Press.

551. Cummings, W.C. 1985. Right Whales, *Eubalaena glacialis* (Muller, 1776) and *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), p.275–304. In: Ridway, S.H. & Harrison, R.S. (eds.). **Handbook of Marine Mammals**. Academic Press.

552. Cunha, A.A.; Grelle, C.E.V. & Boubli, J.P. 2009. Distribution, population size and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. **Oryx**, 43 (2): 254–257.

553. Cunha, A.A. 2004. **Conservação de mamíferos na Serra dos Órgãos: passado, presente e futuro**. In: Congresso Brasileiro de unidades de conservação. Fundação O boticário de Proteção à Natureza/ Rede nacional Pró-unidades de conservação.

554. 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, C. & Castro, E.B.V. (eds.). **Ciência e conservação na Serra dos Órgãos**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; IBAMA. Distrito Federal.

555. Cunha, A.A. 2010. Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic forest National Park. **Journal for Nature Conservation**, 18: 291–295.

556. Da Cunha, D.B.; Monteiro, E.; Vallinoto, M.; Sampaio, I.; Ferrari, S.F. & Schneider, H. 2011. A molecular phylogeny of the tamarins (genus *Saguinus*) based on five nuclear sequence data from regions containing Alu insertions. **American Journal of Physical Anthropology**, 146 (3): 385–391.



557. Cunha, F.A.; Lopes, M.A.; Dantas, S.M.; Carmo, N.A.S. & Silva, S.S.B. 2007. Registro de ocorrência de *Cebus kaapori* (Cebidae: Primates) na APA Lago de Tucuruí. **Neotropical Primates**, 14 (2): 84–85.
558. Cunha, H. A.; Medeiros, B. V.; Barbosa, L. A.; Cremer, M. J.; Marigo, J.; Lailson-Brito, J.; Azevedo, A. & Solé-Cava, A. M. 2014. Population Structure of the Endangered Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing Management Units. **PLoS ONE**, 9 (1): e85633.
559. Cunha, H.A.; Da Silva, V.M.F.; Lailson-Brito, J.; Santos, M.C.O.; Flores, P.A.C.; Martin, A.; Azevedo, A.F.; Fragoso, A.B.L.; Zanelatto, R.C. & Solé-Cava, A.M. 2005. Riverine and marine *Sotalia* (Cetacea: Delphinidae) are different species. **Marine Biology**, 148 (2): 449–457.
560. Cunha, H.A. & Solé-Cava, A.M. 2007. Molecular sexing of tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis* and *Sotalia fluviatilis*) using samples from biopsy darting and decomposed carcasses. **Genetics and Molecular Biology**, 30 (4): 1186–1188.
561. Curi, N. 2005. **Avaliação do estado de saúde e do risco de transmissão de doenças entre canídeos (Mammalia; Carnivora) silvestres e domésticos na região da Serra do Cipó, Minas Gerais: implicações para a conservação**. Dissertação (Mestrado). Universidade Católica de Minas Gerais. 101p.
562. Curi, N.H.A.; Miranda, I. & Talamoni, S.A. 2006. Serologic evidence of *Leishmania* infection in free-ranging wild and domestic canids around a Brazilian National Park. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 101 (1): 99–101.
563. Currier, M.J. 1983. *Felis concolor*. **Mammalian Species**, 200: 1–7.
564. Czernay, S. 1987. *Spiesshirsche und Pudus*. **Die Neue Brehm Bucherei**, 581: 1–84.
565. D’Affonseca Neto, J.A. & Vergara-Parente, J.E. 2006. Sirenias (peixe-boi-da-Amazônia, peixe-boi-marinho), p.701–714. In: Cubas, Z.S.; Silva, J.C.R. & Catão Dias, J.L. (eds.). **Tratado de Animais Selvagens: medicina veterinária**. Editora Roca.
566. D’Amico, A.R. & Paula, R.C. 2006. **Avaliação ecológica rápida para a revisão do plano de manejo da Reserva Biológica do Jarú, Estado de Rondônia**. Relatório final do componente Mastofauna. **Relatório Técnico**, IBAMA.
567. Dalla-Rosa, L. & Secchi, E.R. 1997. Stranding of a blue whale (*Balaenoptera musculus*) in southern Brazil: “true” or pygmy? **Reports of the International Whaling Commission**, 47: 425–430.
568. Dalponte, J. & Courtenay, O. 2004. Hoary fox *Pseudalopex vetulus* (Lund, 1842), p.72–76. In: Sillero-Zubiri, C.; Hoffmann, M. & Macdonald, D.W. (eds.). **Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN/SSC Canid Specialist Group.
569. Dalponte, J. & Courtenay, O. 2008. *Lycalopex vetulus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6926A12815527. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T6926A12815527.en>. (Acesso em 2015).
570. Dalponte, J. & Courtenay, O. 2008. *Pseudalopex vetulus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6926A12815527. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2012).
571. Dalponte, J.C. & Lima, E.S. 1999. Disponibilidade de frutos e dieta de *Lycalopex vetulus* (Carnivora – Canidae) em um cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 22 (2): 325–332.
572. Dalponte, J.C. 1995. The hoary fox in Brazil. **Canid News**, 3: 23–24.
573. Dalponte, J.C. 1995. A proposal to study bush dogs in Brazil. **Canid News**, 3: 24–25.



574. Dalponte, J.C. 1997. Diet of hoary fox, *Lycalopex vetulus*, in Mato Grosso, Brazil. **Mammalia**, 61 (4): 537–546.
575. Dalponte, J.C. 2003. **História natural, comportamento e conservação da raposa-do-campo, *Pseudalopex vetulus* (Canidae)**. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Universidade de Brasília, Brasília .179p.
576. Dalponte, J.C. 2009. *Lycalopex vetulus* (Carnivora: Canidae). **Mammalian Species**, 847: 1–7.
577. Danilewicz, D.; Clave, R.J.A.; Perez-Carrera, A.L.; Secchi, E.R. & Fontoura, N.F. 2004. Reproductive biology of male franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) (Mammalia, Cetacea) from Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Fishery Bulletin**, 102: 581–592.
578. Danilewicz, D.; Moreno, I. B.; Ott, P. H.; Tavares, M.; Azevedo, A. F.; Secchi, E. R. & Andriolo, A. 2010. Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: uncertainties and management implications. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 90: 1649–1657.
579. Danilewicz, D.; Rosas, F.; Bastida, R.; Marigo, J.; Muelbert, M.; Rodriguez, D.; Lailson-Brito Jr., J.; Ruoppolo, V.; Ramos, R.; Bassoi, M.; Ott, P. H.; Caon, G.; Rocha, A. M.; Catão-Dias, J. L. & Secchi, E. R. 2002. Report of the Working Group on Biology and Ecology. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1: 25–42.
580. Danilewicz, D.; Secchi, E. R.; Ott, P. H.; Moreno, I. B.; Bassoi, M. & Borges-Martins, M. 2009. Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 89 (5): 943–949.
581. Danilewicz, D.; Secchi, E.R. & Di Benedetto, A.P.M. 2008. *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844), p.814–815. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
582. Danilewicz, D. 2003. Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2 (2): 67–78.
583. Dantas, G.A. 2009. **Ontogenia do padrão vocal individual do peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Sirenia, Trichechidae)**. Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 71p.
584. Dávalos, L. & Tejedor, A. 2008. *Natalus espirosantensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136448A4293137.
585. Davenport, L. 2010. Aid to a Declining Matriarch in the Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*). **PLoS ONE**, 5 (6): 1–6.
586. Deane, L.M. & Deane, M.P. 1954. Encontro de leishmanias nas vísceras e na pele de uma raposa, em zona endêmica de calazar, nos arredores de Sobral, Ceará. **Hospital**, 45: 419–421.
587. Deem, S.L & Emmons, L.H. 2005. Exposure of free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) to infectious and parasitic disease agents in the Noël Kempff Mercado National Park, Bolivia. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, 36 (2): 192–197.
588. Deem, S.L.; Bronson, E.; Angulo, S. & Emmons, L.H. 2008. Monitoreo Sanitario del Borochoi (*Chrysocyon brachyurus*) en el Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia. **Revista Boliviana de Ecología y Conservacion Ambiental**, 21: 41–50.
589. Defler, T.R. & Defler, S.B. 1996. Diet of a group of *Lagothrix lagothricha lagothricha* in



southeastern Colombia. **International Journal of Primatology**, 17 (2): 161–190.

590. Defler, T.R. 1989. Recorridos y uso del espacio en un grupo de *Lagothrix lagothricha* (mono lanudo o churuco) en la Amazonia colombiana. **Trianea**, 3: 183–205.

591. Defler, T.R. 1996. Aspects of the ranging pattern in a group of wild woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*). **American Journal of Primatology**, 38 (4): 289–302.

592. Defler, T.R. 2003. **Primates de Colombia**. Conservation International, Colombia. 547.

593. Defler, T.R. 2004. **Primates of Colombia**. Conservation International, Colombia. 550p.

594. Dellafiore, C.M.; Demaria, M.R.; Maceira, N.O. & Bucher, E. 2001. Estudo de la distribución y abundancia del venado de lãs pampas em la província de San Luis, mediante entrevistas. **Revista Argentina de Producción Animal**, 21: 137–144.

595. Demaria, M.R.; McShea, W.J.; Koy, K. & Maceira, N.O. 2003. Pampas deer conservation with respect to *habitat* loss and protected área considerations in San Luis, Argentina. **Biological Conservation**, 115: 121–130.

596. DeMatteo, K.E. & Loiselle, B.A. 2008. New data on the status and distribution of the bush dog (*Speothos venaticus*): Evaluating its quality of protection and directing research efforts. **Biological Conservation**, 141: 2494–2595.

597. DeMatteo, K.E.; Michalski, F.R. & Leite-Pitman, M.R.P. 2011. *Speothos venaticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T20468A9203243. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T20468A9203243.en>. (Acesso em 2016).

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

599. Denuncio, P.; Bastida, R.; Dassis, M.; Giardino, G.; Gerpe, M. & Rodríguez, D. 2011. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. **Marine Pollution Bulletin**, 62: 1836–1841.

600. DEPAVE, Divisão Técnica de Medicina Veterinária e Manejo da Fauna Silvestre, Departamento de Parques e Áreas Verdes, Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. 2012. **Banco de Dados do Serviço de Atendimento à Fauna**.

601. 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: 11–20.

602. Desbiez, A.L.J.; Bodmer, R.E. & Tomas, W.M. 2010. Mammalian densities in a neotropical wetland subject to extreme climatic events. **Biotropica** 42: 372–378.

603. Desbiez, A.L.J. & De-Paula, R.C. 2012. Species Conservation Planning: the Jaguar National Action Plan for Brazil. **CatNews Special Issue**, 7: 4–7.

604. Desbiez, A.L.J. & Keuroghlian, A. 2009. Can bite force be used as a basis for niche separation between native peccaries and introduced feral pigs in the Brazilian Pantanal? **Mammalia**, 73: 369–372.

605. Desbiez, A.L.J. & Medri, Í.M. 2010. Density and *habitat* use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil. **Edentata**, 11 (1): 4–10.

606. 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: 119–128.

607. Desbiez, A.L.J.; Santos, S.A. & Keuroghlian, A. 2009. Predation of young palms (*Atalea phalтерата*) by feral pigs in the Brazilian Pantanal. **Suiform Soundings**, 73: 369–372.

608. Desbiez, A.L.J. 2007. **Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting**. Tese (Doutorado). University of Kent, Canterbury, UK.

609. Desbiez, A.L.J. 2009. Lowland tapirs in the Nhecolândia Region of Brazilian Pantanal: Population Density, Habitat Use and Threats. **Tapir Conservation**, 18 (25): 7–10.

610. Deutsch, C.J.; Self-Sullivan, C. & Mignucci-Giannoni, A. 2008. *Trichechus manatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22103A9356917.en>. (Acesso em 2012).

611. Deutsch, L.A. 1983. An encounter between bush dog (*Speothos venaticus*) and paca (*Agouti paca*). **Journal of Mammalogy**, 64: 532–533.

612. Dew, J.L. 2005. Foraging, food choice, and food processing by sympatric ripe-fruit specialists: *Lagothrix lagotricha poeppigii* and *Ateles belzebuth belzebuth*. **International Journal of Primatology**, 26 (5): 1107–1135.

613. Dias, B.B.; Santos, L.A.D.; Lara-Ruiz, P.; Cassano, C.R.; Pinder, L. & Chiarello, A.G. 2009. First observation on mating and reproductive seasonality in maned sloths (*Bradypus torquatus*) Pilosa: Bradypodidae. **Journal of Ethology**, 27 (1): 97–103.

614. Dias, J.L.C. 1997. Miopatia de captura, p.172–179. In: Duarte, J.M.B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama**. FUNEP, Jaboticabal, SP.

615. Dias, L.G.; Mendes, C.L.; Barbosa, E.F.; Moreira, L.S.; Melo, F.R.; Consenza, B.A.P. & Strier, K.B. 2005. **Dados recentes sobre três populações de muriquis *Brachyteles hypoxanthus* em Minas Gerais**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Anais. PUCRS, Porto Alegre, RS.

616. Dias, L.G. & Strier, K.B. 2003. Effects of groups size on ranging patterns in *Brachyteles arachnoides hypoxanthus*. **International Journal of Primatology**, 24 (2): 209–221.

617. Dias, L.G. 2006. **Conservação e Manejo do Muriqui em Minas Gerais**. Relatório Técnico. Probio 01/2003 e Fundação Biodiversitas. 177p.

618. Diaz, G.B. & Ojeda, R.A. 2000. **Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina**. SAREM (Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos). 106p.

619. Diblasi-Filho, I. & Borsoi Jr., J.C. 1983. Os mamíferos brasileiros ameaçados de extinção preservados no Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim Fundação Brasileira Para a Conservação da Natureza**, 18: 56–69.

620. Dickson, B.G. & Beier, P. 2002. Home range and *habitat* selection by adult cougars in southern California. **Journal of Wildlife Management**, 66: 1235–1245.

621. Diego, V.H.; Ferrari, S. & Mendes, F.D.C. 1993. Conservação do sagui-da-serra (*Callithrix flaviceps*), o papel das matas particulares, p.129–137. In: Yamamoto, M.E. & de Sousa, M.B.C. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Editora Universitária.

622. Dietz, J.M.; Peres, C.A. & Pinder, L. 1997. Foraging ecology and use of space in wild Golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, 41: 289–305.

623. Dietz, J.M.; de Sousa, S.N.F. & Billerbeck, R. 1996. Population dynamics of golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas* in Una Reserve, Brazil. **The Dodo: journal of the Jersey Wildlife**



Preservation Trust, 32: 115–122.

624. Dietz, J.M.; Sousa, S.N.F. & Silva, J.R.O. 1994. Population structure and territory size in golden-headed lion tamarins, *Leontopithecus chrysomelas*. **Neotropical Primates**, 2 (suppl.) 21–23.

625. Dietz, J.M. 1985. *Chrysocyon brachyurus*. **Mammalian Species**, 234: 1–4.

626. Digby, L.J. & Ferrari, S.F. 1994. Multiple breeding females in free-ranging groups of *Callithrix jacchus*. **International Journal of Primatology**, 15 (3): 389–397.

627. Ditt, E.H. 2002. **Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema**. Annablume Editora, IPÊ, IIEB.

628. Domning, D.P. & Hayeck, L.A.C. 1986. Interspecific and intraspecific morphological variation in manatees (Sirenia: Trichechus). **Marine Mammal Science**, 2: 87–144.

629. Domning, D.P. 1978. The myology of the Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* (Natterer) (Mammalia: Sirenia). **Acta Amazonica**, 8: 1–81.

630. Domning, D.P. 1981. Distribution and status of manatees *Trichechus* spp. near the mouth of the Amazon River, Brazil. **Biological Conservation**, 19: 85–97.

631. Domning, D.P. 1982. Commercial exploitation of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785–1973. **Biological Conservation**, 22: 101–126.

632. Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Eppe, G.; Azevedo, A.F.; Azevedo-Silva, C.E.; Torres, J.P.M.; Malm, O.; Lepoint, G. & Das, K. 2008. PCDD, PCDF and PCB determination in dolphins reveals a world hotspot for PCBs in Guanabara Bay, Brazil. **Organohalogen Compounds**, 70: 1255–1258.

633. Drumond, M.A. 1992. **Padrões de forrageamento do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Parque Nacional da Serra da Canastra: dieta, comportamento alimentar e efeito de queimadas**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas. 95p.

634. Druwa, P. 1983. The social behavior of the bush dog (*Speothos*). **Carnivore**, 6: 46–71.

635. Duarte, J.M.B. 1998. **Análise citogenética e taxonômica do Gênero *Mazama* (Cervidae; Artiodactyla) no Brasil**. Tese (Doutorado em Genética). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho.” 45p.

636. Duarte, J.M.B.; Braga, F.G.; Vogliotti, A.; Piovezan, U.; Reis, M.L. & Ramos, H.G.C. 2012. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Cervídeos Brasileiros**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, DF. 128p.

637. Duarte, J.M.B. & Garcia, J.M. 1997. Tecnologia da reprodução para propagação e conservação de espécies ameaçadas de extinção, p.228–238. In: Duarte, J.M.B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. FUNEP, Jaboticabal, SP.

638. Duarte, J.M.B. & Giannoni, M.L. 1996. A new species of deer in Brazil (*Mazama bororo*). **Deer Specialist Group Newsletter**, 13: 3.

639. Duarte, J.M.B. & Jorge, W. 2003. Morphologic and cytogenetic description of the small red brocket (*Mazama bororo* Duarte, 1996) in Brazil. **Mammalia**, 67: 403–410.

640. Duarte, J.M.B.; Merino, M.L.; Gonzáles, S.; Nunes, A.L.V.; Garcia, J.M.; Szabó, M.P.J.; Pandolfi, J.R.; Arantes, I.G.; Nascimento, A.A.; Machado, R.Z.; Araújo Jr., J.P.; Catão-Dias, J.L.; Werther, K.; Garcia, J.E.; Gírio, R.J.S. & Matushima, E.R. 2001. Order Artiodactyla family Cervidae (deer), p.402–422. In: Fowler, M.E. & Cubas, Z.S. (eds.). **Biology, Medicine, and Surgery of South American Wild Animals**. Iowa State University Press.



641. Duarte, J.M.B. & Merino, M.L. 1997. Taxonomia e Evolução, p.238. *In*: Duarte, J.M. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. FUNEP.
642. Duarte, J.M.B.; Varela, D.; Piovezan, U.; Beccaceci, M.D. & Garcia, J.E. 2008. ***Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815)**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2828A9486864. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2828A9486864.en>. (Acesso em 2015).
643. Duarte, J.M.B.; Vogliotti, A.; Cartes, J.L. & Oliveira, M.L. 2015. ***Mazama nana* (Hensel, 1872)**. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T29621A22154379. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T29621A22154379.en>. (Acesso em 2016).
644. Duarte, J.M.B.; Vogliotti, A.; Garcia, J.E.; Talarico, A.C.; Rodrigues, F.P.; Oliveira, E.J.F.; Gonzalez, S. & Maldonado, J.E. 2005. **Distribution and abundance of the small red brocket deer (*Mazama bororo*): Is it an endangered species?** *In*: Proceedings of the XIX Annual Meeting of the Society for Conservation Biology, 2005. Universidade de Brasília. Brasília.
645. Duarte, J.M.B. 1996. **Guia de identificação de cervídeos brasileiros**. 1ª ed. FUNEP. 14p.
646. Duarte, J.M.B. 2001. **O Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) de Porto Primavera: Resultado de dois anos de pesquisa**. Relatório técnico, FUNEP/CESP: CD ROM.
647. Duarte, J.M.B. 2007. Artiodactyla – Cervidae (veado-catingueiro, veado-campeiro, cervo-do-pantanal), p.641–644. *In*: Ubas, Z.S.; Silva, J.C.R. & Catão-Dias JL (eds.). **Tratado de Animais Selvagens: Medicina Veterinária**. Editora Roca.
648. Duarte, J.M.B. 2008. *Blastocerus dichotomus* Illiger, 1815, p.820–821. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
649. Duarte, J.M.B. 2008. ***Mazama bororo* Duarte, 1996**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41023A10388768. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41023A10388768.en>. (Acesso em 2016).
650. Duarte, J.M.B. 2008. *Mazama nana* Hensel, 1872, p.822–823. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
651. Dunn, J.L.; Buck, J.D. & Robeck, T.R. 2001. Bacterial Diseases of Cetaceans and Pinnipeds, p.309–335. *In*: Dierauf, L.A. & Gulland, F.M.D. (eds.). **Handbook of Marine Mammal Medicine**. CRC Press.
652. Dunnum, J. & Bernal, N. 2008. ***Ctenomys minutus***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T5815A11741293. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T5815A11741293.en>. (Acesso em 2013).
653. Duplaix, N. 1980. Observations on the ecology and behavior of the giant river otter *Pteronura brasiliensis* in Suriname. **Revue d'Ecologie (Terre Vie)**, 34: 496–620.
654. E., Trajano. 1984. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 2 (5): 255–320.
655. E., Wang. 2002. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 37: 207–212.
656. E.B., McCain & J.L., Childs. 2008. Evidence of resident jaguars (*Panthera onca*) in the southwestern United States and the implications for conservation. **Journal of Mammalogy**, 89 1–10.



657. Egler, S.G. 1983. Current status of the pied tamarin in Brazilian Amazônia. **IUCN/SSC Primate Specialist Group Newsletter**, 3 20.
658. Egler, S.G. 1992. Feeding ecology of *Saguinus bicolor bicolor* (Callitrichidae: Primate) in a relict forest in Manaus, Brazilian Amazonia. **Folia Primatologica**, 59 (2): 61–76.
659. Egler, S.G. 1993. First field study of the pied Tamarim, *Saguinus bicolor bicolor*. **Neotropical Primates**, 1 (2): 13–14.
660. Egozcue, J. & Perkins, E.M. 1970. The chromosomes of Humboldt's woolly monkey (*Lagothrix lagothricha*, Humboldt 1812). **Folia Primatologica**, 12 (1): 77–80.
661. Egozcue, J. 1989. **Mammals of the neotropics**. University of Chicago Press. 449p.
662. Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1999. **Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. v.3 ed. The University of Chicago Press. 610p.
663. Eisenberg, J.F. 1977. Comparative ecology and reproduction in New World monkeys, p.13–22. In: Kleiman, D.G. (ed.). **The Biology and Conservation of the Callitrichidae**. Smithsonian Institution Press.
664. Eisenberg, J.F. 1977. Breeding of tamarins (*Saguinus* spp.) in the laboratory, p.207–218. In: Kleiman, D.G. (ed.). **The biology and conservation of the Callitrichidae**. Smithsonian Institution Press.
665. Eisenberg, J.F. 1989. **Mammals of the Neotropics. The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana**. 1ª ed. University of Chicago Press. 449p.
666. Eizirik, E.; Kim, T.; Menotti-Raymond, M.; Crawshaw Jr., P.G.; O'Brien, S.J. & Johnson, W.E. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguar (*Panthera onca*). **Molecular Ecology**, 10: 65–79.
667. Eizirik, E.; Bonatto, S.L.; Johnson, W.E.; Crawshaw, P.G.; Vié, J.C.; Brousset, D.M.; O'Brien, S.J. & Salzano, F.M. 1998. Phylogeographic Patterns and Evolution of the Mitochondrial DNA Control Region in Two Neotropical Cats (Mammalia, Felidae). **Journal of Molecular Evolution**, 47: 613–624.
668. Eken, G.; Bennun, L.; Brooks, T. M.; Darwall, W.; Fishpool, L.D.C.; Oster, M.; Knox, D.; Langhammer, P.; Matiku, P.; Radford, E.; Salaman, P.; Sechrest, W.; Smith, M.L.; Spector, S. & Tordoff, A. 2004. Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. **BioScience**, 52 (12): 1110–1118.
669. Eletronorte & IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1997. **Plano de Manejo Fase I - Reserva Biológica Uatumã**. 173p.
670. Ellis, M. 1969. **A baleia no Brasil colonial**. Edições Melhoramentos, Editora da Universidade de São Paulo. 235p.
671. Emin-Lima, N.R.; Costa, A.F.; Rodrigues, A.L.F.; Souza, R.F.C. & Siciliano, S. 2008. **Capturas acidentais de *Sotalia guianensis* na Costa Norte do Brasil: Análises Preliminares**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 13. Montevideo, Uruguay.
672. Emin-Lima, R.; Rodrigues, A.L.F.; Sousa, M.E.M.; Arcoverde, D.L.; Santos, G.M.A.; Martins, B.M.L.; Silva Júnior, J.S. & Siciliano, S. 2010. Os mamíferos aquáticos associados aos manguezais da costa norte brasileira, In: Pessoa, L.M.; Tavares, W.C. & Siciliano, S. (eds.). **Mamíferos de restingas e manguezais do Brasil**. Sociedade Brasileira de Mastozoologia.
673. Emmons, L.H. & Feer, F. 1997. Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide. **University of Chicago Press**, 281p.
674. Emmons, L.H.; Leite, Y.L.R.; Kock, D. & Costa, L.P. 2002. A Review of the named forms of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) with the description of a new species from coastal Brazil. **American**



Museum Novitates, 3380: 1–40.

675. Emmons, L.H. 1999. Two new species of *Juscelinomys* (Rodentia: Muridae) from Bolivia. **American Museum Novitates**, 3280: 15.

676. Emmons, L.H. 2008. Genus *Caluromys* Sanborn, 1951, p.11–12. In: Gardner, A.L. (ed.). **Mammals of South America**. University of Chicago Press.

677. Emmons, L.H. 2012. The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park. **Smithsonian Contributions to Zoology**, 639: 1–135.

678. Encarnação, A.M.V.; Moraes, E.P.F. & Freitas, M.A. 2000. Nova ocorrência de *Callistomys pictus* (Rodentia; Echimyidae) e aspectos de sua história natural. **Agrotropica**, 12: 65–66.

679. Encarnação, C.D. 1987. **Contribuição à ecologia dos tatus (*Xenarthra*, *Dasypodidae*) da Serra da Canastra, Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 210p.

680. Engel, M.H.; Freitas, A.C.S.; Skaf, M.K.; Ferreira, C.B.; Mendes, C.R.; Freitas, C.A. & Pereira, J.B. 1997. **Ocorrência de baleias francas *Eubalaena australis* em área de reprodução da baleia jubarte *Megaptera novaeangliae* no Banco de Abrolhos, Bahia**. In: XI Encontro de Zoologia do Nordeste. Fortaleza, CE.

681. Engel, M.H. 1994. **Encalhe de um cachalote, *Physeter macrocephalus*, provocado por emalhamento em rede de pesca no litoral da Bahia, Brazil**. In: 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC.

682. VAN ERP, I. 1969. In quest of the La Plata dolphin. **Pacific Discovery**, 22: 18–24.

683. Esbérard, C.E.L.; Motta, J.A. & Perigo, C. 2005. Morcegos cavernícolas da Área de Proteção Ambiental (APA) Nascente do Rio Vermelho, Goiás. **Revista Brasileira de Zoociências**, 7 (2): 311–325.

683a. Escarlate-Tavares, F.; Valença-Montenegro, M.M.; Jerusalinsky, L. 2016. **Plano de Ação Nacional dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**. Série espécies ameaçadas 23. 1 ed. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 353p.

683b. Escarlate-Tavares, F.; Melo, F.R.; Jerusalinsky, L. 2016. *Alouatta guariba guariba*, p. 199-204. In: Escarlate-Tavares, F.; Valença-Montenegro, M.M.; Jerusalinsky, L. (orgs.) **Plano de Ação Nacional dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**. Série espécies ameaçadas 23. 1 ed. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 353p.

683c. Escarlate-Tavares, F.; Veiga, L.M. 2016. *Callicebus melanochir*, p. 126-129. In: Escarlate-Tavares, F.; Valença-Montenegro, M.M.; Jerusalinsky, L. (orgs.) **Plano de Ação Nacional dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**. Série espécies ameaçadas 23. 1 ed. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 353p.

683d. Escarlate-Tavares, F.; Veiga, L.M. 2016. *Callicebus personatus*, p. 122-125. In: Escarlate-Tavares, F.; Valença-Montenegro, M.M.; Jerusalinsky, L. (orgs.) **Plano de Ação Nacional dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**. Série espécies ameaçadas 23. 1 ed. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 353p.

684. Estado de Minas Gerais. 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**. Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte.

685. Estado de Santa Catarina. 2011. **Resolução Consema Nº 002, de 06 de Dezembro de 2011: Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado de Santa Catarina**. Secretaria de



Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável – SDS DOE-SC. 02–08.

686. Estado de São Paulo. 2014. **Decreto Nº 60.133 de 7 de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas.** <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2014/decreto-60133-07.02.2014.html>.

687. Estado de São Paulo. 2014. **Resolução Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo nº 71, de 03 de setembro de 2014 - Comissão Permanente de Proteção dos Primatas Nativos do Estado de São Paulo - Pró-Primatas Paulistas.** Diário Oficial do Estado de São Paulo, seção i 61.

687a. Estado do Espírito Santo. 2005. **Decreto Nº 1.499-R. Declara as espécies da Fauna e Flora silvestres ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo.** Diário Oficial Estadual, 13 de junho de 2005.

688. Estado do Pará. 2007. **Resolução Nº 54 de 24 de Outubro de 2007: Homologa a Lista de Espécies da Flora e da Fauna Ameaçadas no Estado do Pará, Anexo I.** Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade.

688a. Estado do Paraná. 2010. **Decreto Nº 7.264 de 01 de junho de 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.** Diário Oficial do Estado do Paraná Nº 8.233, p83.

689. Estado do Rio Grande do Sul. 2014. **Decreto nº 51.797, de 8 de setembro de 2014: Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul.** Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul. Seção 173: 2.

690. Estrela, A.R.; Nogueira, E. M.S. & Porfírio, S. 2007. *Callicebus barbarabrownae* (Herskovitz, 1990) (Primates: Pitheciidae) de Lamarão/BA: Resultados Preliminares. In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Belo Horizonte, MG.

691. Evangelista, E. & Rosas, F.C.W. 2011. The home range and movements of giant otters (*Pteronura brasiliensis*) in the Xixuaú Reserve, Roraima, Brazil. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 28 (A): 31–37.

692. Evangelista, E. & Rosas, F.C.W. 2011. Breeding behavior of giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in the Xixuaú Reserve, Roraima, Brazil. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 28 (A): 5–10.

693. Evans, P.G.H. 1987. **The natural history of whales and dolphins.** Facts On File. xiv+343p.

694. Ewer, R.F. 1973. **The Carnivores.** Cornell University Press. 494p.

695. Fabian, M.E.; Souza, D.A.S.; Carvalho, F. & Lima, C. 2010. Mamíferos de áreas de restinga no Rio Grande do Sul, p.209–224. In: Pessoa, L.M.; Tavares, W.C. & Siciliano, S. (eds.). **Mamíferos de restingas e manguezais do Brasil.** Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional.

696. Facure, K.G. & Giaretta, A.A. 1996. Food habits of carnivores in a Coastal Atlantic Forest of Southeastern Brazil. **Mammalia**, 60: 499–502.

697. Fallabrino, A. & Castiñeira, E. 2006. Situación de los Edentados em Uruguay. **Edentata**, 7: 1–3.

698. Faria, D. & Giné, G.A.F. 2010. **Plano de Ação Nacional para Conservação do Ouriço preto.** Série espé ed. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. 66p.

699. Faria, H.H. & Moreni, P.D.C. 2000. **Estradas em unidades de conservação: Impactos e gestão no Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio.** In: II Congresso Brasileiro de unidades de conservação. Resumos do II Congresso Brasileiro de unidades de conservação- FGBPN. São Paulo – SP.



700. Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, 1 (1): 113–123.
701. Fedigan, L.M. & Jack, K.M. 2004. The demographic and reproductive context of male replacement in *Cebus capucinus*. **Behaviour**, 141: 755–775.
702. Felton, A.M.; Felton, A.; Wood, J.T. & Lindenmayer, D.B. 2008. Diet and feeding ecology of *Ateles chamek* in a Bolivian semihumid forest: the importance of *Ficus* as a staple food resource. **International Journal of Primatology**, 29: 379–403.
703. Fernandes, F.A.; Fernández-Stolz, G.P.; Lopes, C.M. & Freitas, T.R.O. 2007. The conservation status of the tuco-tucos, genus *Ctenomys* (Rodentia: Ctenomyidae), in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67 (4): 839–840.
704. Fernandes Júnior, O. 2013. **Comportamento alimentar de um grupo de macacos-prego (*Sapajus cay*, Illiger, 1815) em fragmento de Cerrado, Guia Lopes da Laguna, Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
705. Fernandes, M.E.B. & Aguiar, N.O. 1993. Evidências sobre a adaptação de primatas neotropicais em áreas de mangue com ênfase no macaco-prego *Cebus apella apella*, p.67–80. In: Yamamoto, M.E. & Souza, M.B.. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Editora Universitária da UFRN.
706. Fernandes, M.E.B.; Cardoso da Silva, J.M. & Silva-Júnior, J.S. 1995. The monkeys of the islands of the Amazon estuary, Brazil: a biogeographic analysis. **Mammalia**, 59: 213–221.
707. Fernandes-Ferreira, H.; Feijó, J.A.; Gurgel-Filho, N.M.; Mendonça, S.V.; Alves, R.R.N. & Langguth, A. 2011. *Speothos venaticus* (Carnivora, Canidae): Unexpected record in a new morphoclimatic domain. **Revista Nordestina de Biologia**, 20: 59–65.
708. Ferrari, S. F.; Santos Junior, E. M.; Freitas, E. B.; Fontes, I. P.; Souza-Alves, J. P.; Jerusalinsky, L.; Beltrão- Mendes, R.; Chagas, R. R. D.; Hilário, R. R. & Baião, S. A. A. 2013. Living on the Edge: Habitat Fragmentation at the Interface of the Semi-arid Zone in the Brazilian Northeast, p.121–135. In: Marsh, L.K. & Chapman, C.A. (eds.). **Primates in Fragments: Complexity and Resilience**. Springer.
709. Ferrari, S.F.; Bobadilla, U.L. & Emidio-Silva, C. 2007. Where Have All the Titis Gone? The Heterogeneous Distribution of *Callicebus moloch* in Eastern Amazonia, and Its Implications for the Conservation of Amazonian Primates. **Primate Conservation**, 22 (1): 49–54.
710. Ferrari, S.F.; Boyle, S.F.; Marsh, L.K.; Port-Carvalho, M.; Santos, R.R.; Silva, S.B.B.; Vieira, T.M. & Veiga, L.M. 2013. The challenge of living in fragments, p.350–358. In: Veiga, L.; Barnett, A.A.; Ferrari, S.F. & Norconk, M.A. (eds.). **Evolutionary Biology and Conservation of Titis, Sakis and Uakaris**. Cambridge University Press.
711. Ferrari, S.F.; Chagas, R.R.D. & Souza-Alves, J.P. 2010. Line transect surveying of arboreal monkeys: problems of group size and spread in a highly fragmented landscape. **American Journal of Primatology**, 72: 1100–1107.
712. Ferrari, S.F.; Corrêa, M.K.M. & Coutinho, P.E.G. 1996. Ecology of the southern marmosets (*Callithrix aurita* and *Callithrix flaviceps*) - How different, how similar?, p.157–171. In: Norconk, M.A.; Rosenberger, A.L. & Garber, P.A. (eds.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. Plenum Press.
713. Ferrari, S.F.; Cruz Neto, E.H.; Iwanaga, S.; Correa, H.K.M. & Ramos, P.C.S. 1996. An unusual primate community at the Estação Ecológica Serra dos Três Irmãos, Rondônia, Brazil. **Neotropical Primates**, 4 (2): 55–56.
714. Ferrari, S.F. & Diego, V.H. 1992. Long-term changes in a wild marmoset group. **Folia Primatologica**, 58: 215–218.



715. Ferrari, S.F.; Emídio-Silva, C.; Lopes, M.A. & Bobadilla, U.L. 1999. Bearded sakis in south-eastern Amazonia – back from the brink?. **Oryx**, 3: 346–351.
716. Ferrari, S.F.; Iwanaga, S.; Ravetta, A.L.; Freitas, F.C.; Sousa, B.A.R.; Sousa, L.L.; Costa, C.G. & Coutinho, P.E.G. 2002. **Dinâmica de comunidades de primatas frente à fragmentação antrópica de habitat ao longo da rodovia Santarém-Cuiabá, na Amazônia Central.** In: X Congresso Brasileiro de Primatologia, Belém, PA. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
717. Ferrari, S.F.; Iwanaga, S.; Ravetta, A.L.; Freitas, F.C.; Sousa, B.A.R.; Souza, L.L.; Costa, C.G. & Coutinho, P.E.G. 2003. Dynamics of primate communities along the Santarém-Cuiabá highway in south-central Brazilian Amazonia, p.123–144. In: Marsh, L.K. (ed.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation.** New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers.
718. Ferrari, S.F.; Iwanaga, S. & Silva, J.L. 1996. Platyrrhines in Pimenta Bueno, Rondônia, Brazil. **Neotropical Primates**, 4 (4): 151–153.
719. Ferrari, S.F. & Lopes Ferrari, M.A. 1989. A re-evaluation of the social organization of the Callitrichidae, with reference to the ecological differences between genera. **Folia Primatologica**, 52: 132–147.
720. Ferrari, S.F. & Lopes Ferrari, M.A. 1990. A survey of primates in central Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Zoologia**, 6 (2): 169–179.
721. Ferrari, S.F.; Lopes, M.A.; Cruz Neto, E.H.; Silveira, M.A.E.S.; Ramos, E.M.; Tourinho, D.M. & Magalhães, N.F.A. 1995. Primates and conservation in the Guajará-Mirim State Park, Rondônia, Brazil. **Neotropical Primates**, 3 (3): 81–82.
722. Ferrari, S.F. & Lopes, M.A. 1995. **A rejeição de frutos de macacos-pregos (*Cebus apella*) durante a predação de semente de *Cariniana micrantha* (Lecythidaceae): Comportamento de Forrageamento Subótimo ou apenas “Esbanjador.”** In: VII Congresso Brasileiro de Primatologia, Natal, RN. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
723. Ferrari, S.F. & Lopes, M.A. 1996. Primate populations in eastern Amazonia, p.53–68. In: Norconk, M.; Rosenberger, A.L. & Garber, P.A. (eds.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates.** Plenum Press.
724. Ferrari, S.F. & Mendes, S.L. 1991. Buffy-headed marmosets 10 years on. **Oryx**, 25: 105.
725. Ferrari, S.F.; Sena, L.; Schneider, M.P.C. & Silva-Júnior, J.S. 2010. Rondon’s Marmoset, *Mico rondoni* sp. n., from Southwestern Brazilian Amazônia. **International Journal of Primatology**, 31 (5): 693–714.
726. Ferrari, S.F. 1988. **The ecology and behaviour of the buffy-headed marmoset, *Callithrix flaviceps* (O. Thomas, 1903).** Tese (Doutorado em Antropologia). University of London.
727. Ferrari, S.F. 1992. Preliminary report on a field study of *Callithrix flaviceps*, p.159–171. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil.** Fundação Biodiversitas.
728. Ferrari, S.F. 2008. Gênero *Mico* Lesson 1840, p.59–68. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L. & Andrade, F.R. (eds.). **Primatas Brasileiros.** Technical Books.
729. Ferrari, S.F. 2012. *Callithrix flaviceps*, In: Rowe, N. & Myers, M. (eds.). **All the World’s Primates.** Primate Conservation Inc. <https://www.alltheworldsprimates.org>. (Acesso em 06/07/2012).
730. Ferraz, D.S.; Moreira, L.S. & Melo, F.R. 2005. **Situação atual de uma população de muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) na Reserva do Ibitipoca, Lima Duarte, Minas Gerais,** p.100. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.



731. Ferraz, K.M.P.M.B.; Ferraz, S.F.B.; Paula, R.C.; Beisiegel, B. & Breitenmoser, C. 2012. Species Distribution Modeling for Conservation Purposes. **Natureza e Conservação**, 10 (2): 214–220.
732. Ferreira, C.J.S. 2003. **Impacto automotivo em populações de *Ctenomys minutus* na planície costeira do RS: avaliação do teor de metais tóxicos e medição de lipoperoxidação**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 57p.
733. Ferreira, G.B.; Oliveira, M.J.R.; Moraes Junior, E.A.; Silva, J.A. & Rodrigues, F.H.G. 2011. Mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Veredas do Peruaçu: riqueza, composição e estratégias de conservação. **Biota**, 4 (2): 6–19.
734. Ferreira, K.M. & Castro, R.M.C. 2005. Historia natural dos peixes do córrego Paulicéia, p.149–162. In: Pivello, V.R. & Varanda, E.M. (eds.). **Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga**. Governo do Estado de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, 312p.
735. Ferreira, R.A.; Mineo, J.R.; Duarte, J.M.B.; Silva, D.A.O. & Patarroyo, J.H. 1997. Toxoplasmosis In Naturally Infected Deer From Brazil. **Journal of wildlife Diseases**, 33 (4): 896–899.
736. Ferreira, R.G.; Jerusalinsky, L.; Silva, T.C.F.; Fialho, M.S.; Roque, A.A.; Fernandes, A. & Arruda, F. 2009. On the occurrence of *Cebus flavius* (Schreber 1774) in the Caatinga, and the use of semi-arid environments by *Cebus* species in the Brazilian state of Rio Grande do Norte. **Primates**, 50: 357–362.
737. Ferreira-Silva, E. & Lima, E.S. 2006. Termite predation by the hoary fox, *Pseudalopex vetulus* (Lund) (Carnivora, Canidae), in a pasture in Mato Grosso, Central Brazil. **Mammalia**, 255–260.
738. Fettuccia, D.C.; Silva, V.M.F. & Simões-Lopes, P.C. 2009. Non-metric characters in two species of *Sotalia* (Gray, 1966) (Cetacea, Delphinidae). **Brazilian Journal of Biology**, 69: 907–917.
739. Fialho, M.S. & Goncalves, G.F. 2008. Primatas da RPPN Gargaú, Paraíba, Brasil. **Neotropical Primates**, 15 (2): 50–54.
740. Fialho, M.S.; Printes, R.C.; Almeida, M.A.B.; Laroque, P.O.; Santos, E. & Jerusalinsky, L. 2012. Avaliação do impacto da epizootia de Febre Amarela sobre as populações de primatas não humanos nas unidades de conservação do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, 25 (3): 217–225.
741. Fialho, M.S.; Valença-Montenegro, M.M.; Silva, T.C.; Ferreira, J.G. & Laroque, P.O. 2014. Ocorrência de *Sapajus flavius* e *Alouatta belzebul* no Centro de Endemismo Pernambuco. **Neotropical Primates**, 2 (2): 214–219.
742. Fialho, M.S. 2000. **Ecologia do *Alouatta fusca* em Floresta de Encosta e de Restinga no Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas. 163p.
743. Fialho, M.S. 2007. **Riqueza e abundância da fauna de médio e grande porte em três modelos de áreas protegidas no sul do Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 118p.
744. Filho, H.O.; Reis, N.R.; Zanon, C.M.V. & Ferrari, S.F. 2008. Gênero *Lagothrix* E. Geoffroy St. Hilaire, 1812., p.181–185. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L. & Andrade, F.R. (eds.). **Primatas Brasileiros**. Technical Books Editora.
745. Di Fiore, A. & Campbell, C.J. 2007. The atelines: variation in ecology, behavior, and social organization, p.155–188. In: Campbell, C.J.; Fuentes, A.; Mackinnon, K.C.; Bearder, S.K. & Stumpf, R.M. (eds.). **Primates in Perspective**. Oxford University Press.
746. Di Fiore, A.; Chaves, P.B.; Cornejo, F.M.; Schmitt, C.A.; Shanee, S.; Cortés-Ortiz, L.; Fagundes, V.; Roos, C. & Pacheco, V. 2015. The rise and fall of a genus: Complete mtDNA genomes shed light on the phylogenetic position of yellow-tailed woolly monkeys, *Lagothrix flavicauda*, and on the evolutionary history of the family Atelidae (Primates: Platyrrhini). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 10.1016/j.



747. Di Fiore, A. & Fleischer, R.C. 2005. Social behavior, reproductive strategies, and population genetic structure of *Lagothrix poeppigii*. **International Journal of Primatology**, 26 (5): 1137–1173.
748. Di Fiore, A.; Link, A. & Dew, J.L. 2008. Diets of wild spider monkeys, p.81–137. *In*: Campbell, C.J. (ed.). **Spider Monkeys: Behavior, Ecology and Evolution of the Genus *Ateles***. Cambridge University Press
749. Di Fiore, A.; Link, A.; Schmitt, C.A. & Spehar, S.N. 2009. Dispersal patterns in sympatric woolly and spider monkeys: integrating molecular and observational data. **Behaviour**, 146 (4): 437–470.
750. Di Fiore, A. 1997. **Ecology and Behavior of Lowland Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha poeppigii*, Atelinae) in Eastern Ecuador**. Dissertação (Mestrado). University of California, Davis.
751. Di Fiore, A. 2002. Predator sensitive foraging in ateline primates, p.242–267. *In*: Miller, L. (ed.). **Eat or Be Eaten: Predator Sensitive Foraging Among Primates**. Cambridge University Press.
752. Di Fiore, A. 2003. Ranging behavior and foraging ecology of lowland woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha poeppigii*) in Yasuní National Park, Ecuador. **American Journal of Primatology**, 59 (2): 47–66.
753. Fischer, W.A. 1997. **Efeitos da BR-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 44p.
754. Flach, L.; Flach, P.A. & Chiarello, A.G. 2008. Density, abundance and distribution of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis* Van Benéden, 1864), in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 10 (1): 31–36.
755. Fleagle, J. G. 1988. **Primate, Adaptation and Evolution**. Academic Press. 500p. [P. 756. Flesher, K. 1999. Primates of the Ituberá forest complex, Bahia, Brazil. **Neotropical Primates**, 41: 151–153.
757. Flesher, K.M. & Gatti, A. 2010. *Tapirus terrestris* in Espírito Santo, Brazil. **Tapir Conservation**, 19/1 (26): 16–23.
758. Flinn, R.D.; Trites, A.W.; Gregr, E.J. & Perry, R.I. 2002. Diets of fin, sei, and sperm whales in British Columbia: an analysis of commercial whaling records, 1963–1967. **Marine Mammal Science**, 18 (3): 663–679.
759. Flores, P.A.C. & Bazzalo, M. 2004. Home range and movement patterns of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, southern Brazil. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3 (1): 37–52.
760. Flores, P.A.C.; Palazzo Jr., J.T. & Groch, K.R. 2000. **Distribuição e tamanho de grupo da baleia franca austral (*Eubalaena australis*) na costa centro-sul de Santa Catarina, Brasil**. *In*: 9ª Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, y 3º Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos.
761. Flores, P.A.C. & da Silva, V.M.F. 2009. Tucuxi and Guiana dolphin *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*, p.1188–1192. *In*: Perrin, W.F.; Würsig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press.
762. Flores, P.A.C. 1999. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, 15: 840–847.
763. Fonseca, G.A.; Lemos de Sá, R.M.; Pope, T.R.; Glander, K.E. & Struhsaker, T.T. 1991. **A pilot study of genetic and morphological variation in the muriqui (*Brachyteles arachnoides*) as a contribution to a long-term conservation management plan**. World Wildlife Fund – US.



764. Fonseca, G.A.B. & Aguiar, J.M. 2004. Edentate Species Assessment Workshop. **Edentata**, 6: 1–26.
765. Fonseca, G.A.B.; Herrmann, G.; Leite, Y.L.R.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Patton, J.L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology**, 4: 1–38.
766. Fonseca, G.A.B. & Redford, K.H. 1984. The mammals of IBGE's Ecological Reserve, Brasília, and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. **Revista Brasileira de Biologia**, 44 (4): 517–523.
767. Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Costa, C.M.R.; Machado, R.B. & Leite, Y.L.R. 1994. **Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção**. Fundação Biodiversitas.
768. Fonseca, M.B. 2003. **Biologia populacional e classificação etária do roedor subcutâneo tuco-tuco *Ctenomys minutus* Nehring, 1887 (Rodentia: Ctenomyidae) na planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 110p.
769. Fonseca, M.T. 2001. **Considerações sobre a Mastofauna do Parque Estadual do Rio Doce**. Relatório Técnico.
770. Fonseca, V.C. & Marmontel, M. 2011. **Local knowledge and conflicts with otters in the Central Amazon – preliminary information**. In: *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* (N.S.) Supp. Proceedings XIth International Otter Colloquium. Pavia – Itália.
771. Fontana, C.S.; Bencke, G.A. & Reis, R.E. 2003. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS. 632p.
772. Fontes, I. P. 2011. **Variação de curto e longo prazo na ecologia de *Callicebus coimbrai* Kobayashi e Langguth 1999: Implicações para a conservação de populações na paisagem fragmentada da Mata Atlântica de Sergipe**. Universidade Federal de Sergipe. 76p.
773. Fontes, M.A.L.; Filho, A.T.O. & Galetti, M. 1991. The muriqui in the Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais. **Neotropical Primates**, 4 (1): 23–25.
774. Fooden, J. 1963. A revision of the woolly monkeys (genus *Lagothrix*). **Journal of Mammalogy**, 44 (2): 213–247.
775. Foppel, E.F. & Ferrari, S.F. Twelve years of “Astro” in Sergipe State: in search of harmony between the manatee and the local waterside communities. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 34 (4): 429–436.
776. Ford, S.M. & Davis, L.C. 1992. Systematics and body size: Implications for feeding adaptation in New World monkeys. **American Journal of Physical Anthropology**, 88: 415–468.
777. Forman, L.; Kleiman, D.G.; Bush, R.M.; Dietz, J.M.; Ballou, J.D.; Phillips, L.G.; Coimbra-Filho, A.F. & O'Brien, S.J. 1986. Genetic variation within and among lion tamarins. **American Journal of Physical Anthropology**, 71: 1–11.
778. Fortes, V.B. 2008. **Ecologia e comportamento de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940 (Atelidae: Alouattinae) em fragmentos florestais na Depressão Central do Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado em Zoologia). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
779. Fragaszy, D.M.; Visalberghi, E.; Fededigan, L.; Visalberghi, E. & Fedigan, L. 2004. **The Complete Capuchin: The Biology of the Genus *Cebus***. Cambridge University Press. 356 p.
780. Fragaszy, D.M.; Visalberghi, E. & Robinson, J.G. 1990. Variability and adaptability in the genus *Cebus*. **Folia Primatologica**, 54: 114–118.
781. Fragoso, J.M.V.; Silvius, K.M. & Correa, J.A. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. **Ecology**, 84 (8): 1998–2006.



782. Fragoso, J.M.V. 1994. **Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest**. University of Florida, Gainesville, Florida.
783. Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: Scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. **Journal of Ecology**, 85: 519–529.
784. Fragoso, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of white lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, 30: 458–469.
785. Fragoso, J.M.V. 1998. White-lipped peccaries and palms on the Ilha de Maraca., p.151–163. In: Milliken, W. & Ratter, J.A. (eds.). **The biodiversity and environment of an Amazonian Rainforest**. Royal Botanical Garden.
786. Fragoso, J.M.V. 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. **Journal of Mammalogy**, 80: 993–1003.
787. Frankham, R. 1995. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. **Genetical Research**, 66: 95–107.
788. Frankham, R. 2009. **Genetic considerations in reintroduction programmes for top-order, terrestrial predators**. OUP. 371–387p.
789. Freese, C.H.; Heltne, P.G.; Castro, R.N. & Whitesides, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia, with notes on distributions. **International Journal of Primatology**, 3 (1): 53–90.
790. Freese, C.H. & Oppenheimer, J.R. 1981. The capuchin monkeys, *Cebus*, p.493. In: Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (eds.). **The Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Academia Brasileira de Ciências.
791. Freitas, E.B.; Carvalho, C.B. & Ferrari, S.F. 2011. Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990), (Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatinga in northeastern Brazil. **Mammalia**, 75: 339–343.
792. Freitas, J.N.S.; Carvalho, L.A.S.; El-Hani, C.N. & Rocha, P.L.B. 2010. Affiliation in the social interactions in captivity of the torch tail rat, *Trinomys yonenagae* (Rodentia: Echimyidae). **Journal of Ethology**, 28: 105–112.
793. Freitas Netto, R. & Barbosa, L. A. 2003. Cetaceans and fishery interactions along the Espírito Santo State, southeastern Brazil during 1994–2001. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2 (1): 57–60.
794. 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: 1695–1703.
795. Freitas, T.R. 2001. Tuco-tucos (Rodentia, Octodontidae) in southern Brazil: *Ctenomys lami* spec. nov. separated from *C. minutus* Nehring 1887. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 36 (1): 1–8.
796. Freitas, T.R.O. 1995. Geographic distribution and conservation of four species of the genus *Ctenomys* in southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 30: 53–59.
797. Freitas, T.R.O. 2008. *Ctenomys flamarioni* Travi, 1981, p.841–842. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.



798. French, J.A. & Stribley, J.A. 1985. Patterns of urinary oestrogen excretion in female golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **Journal of Reproduction and Fertility**, 75: 537–546.
799. French, J.A.; de Vleeschouwer, K.; Bales, K. & Heistermann, M. 2002. Lion tamarin reproductive biology, p.475p. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press.
800. Fries, B.G.; Silva, L.L.; Magalhães, A.F.; Brischì, A.M.; Summa, J.L.; Namba, S.; Oliveira, V.R.; Vasconcelos, M.K.; Carvalho, M.A.S.; Gimenez, S.M.A.; Franco, H.C.; Buonametti, S.H. & Romano, R.G. 2007. **Manejo do bugio *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940), (Primates, Atelidae) em cativeiro com vistas à reintrodução no Município de São Paulo**. In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Belo Horizonte, MG.
801. Fries, B.G.; Summa, M.E.L.; Silva, L.L.; Magalhães, A.F.; Brischì, A.M.; Benesi, R.G.Q.; Vasconcelos, M.K.; Namba, S.; Oliveira, V.M.R.; Vincentim, M.M.P.; Franco, H.C.; Rizzo, M.A.; Romano, R.G.; Recco, E.A.P.; Garcia, R.J.F.; Ferreira, G.M.P.; Summa, J.L. & Geraldí, V.C. 2012. Adaptação pré-soltura e soltura do bugio-ruivo *Alouatta guariba clamitans* (Cabrera, 1940), (Primates, Atelidae), em áreas de Mata Atlântica no Município de São Paulo. **Biologia Geral e Experimental**, 11: 211–229.
802. Froehlich, J.W.; Supriatana, J. & Froehlich, P.H. 1991. Morphometric analyses of *Ateles*: systematic and biogeographic implications. **American Journal of Primatology**, 25 (1): 415–468.
803. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. **Atlas dos remanescentes da Mata Atlântica**. <http://mapas.sosma.org.br>. (Acesso em 2012).
804. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2010. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2008-2010**. Relatório Parcial.
805. Furnari, N. 2011. **Comportamento e organização social do preá *Cavia intermedia*, uma espécie endêmica das Ilhas Moleques do Sul, Santa Catarina**. Tese (Doutorado em Psicologia Experimental). Universidade de São Paulo. 246p.
806. FZBRS, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 2011. Reavaliação da Lista de Espécies da Fauna Silvestre Ameaçada de Extinção do Rio Grande do Sul. **Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul**.
807. 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: 1229–1241.
808. Galetti, M.; Keuroghlian, A.; Hanada, L. & Morato, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. **Biotropica**, 33: 723–726.
809. Galetti, M. & Sazima, I. 2006. Impact of feral dogs in an urban Atlantic Forest fragment in southeast Brazil. **Natureza & Conservação**, 4 (1): 146–151.
810. Gallivan, G.J.; Best, R.C. & Kanwisher, J.W. 1983. Temperature regulation in the Amazonian manatee *Trichechus inunguis*. **Physiological Zoology**, 56 (2): 255–262.
811. Gambell, R. 1979. The Blue Whale. **Biologist**, 26 (5): 209–215.
812. Gambell, R. 1985. Sei whale *Balaenoptera borealis*, p.155–170. In: Ridgway, S.H. & Harrison, R. (eds.). **Handbook of Marine Mammals. v. 3: The Sirenians and Baleen Whales**. Academic Press Inc.
813. Garber, P.A. 1992. Vertical clinging, small body size, and the evolution of feeding adaptations in the Callitrichinae. **American Journal of Physical Anthropology**, 88: 469–482.



814. Garbino, G.S.T. & Tejedor, A. 2013. *Natalus macrourus* (Gervais, 1856) (Chiroptera: Natalidae) is a senior synonym of *Natalus espirosantensis* (Ruschi, 1951). **Mammalia**, 77 (2): 237–240.
815. Garcia, D.M.; Marmontel, M.; Rosas, F.C.W. & Santos, F.R. 2007. Conservation genetics of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) (Zimmermann, 1780, Carnivora, Mustelidae). **Brazilian Journal of Biology**, 67 (4 Suppl.): 819–827.
816. Garcia Esponda, C.M.; Carrera, J.D.; Moreira, G.J.; Cazón, A.V. & De Santis, L.J.M. 2009. Microvertebrados depredados por *Leopardus pajeros* (Carnivora: Felidae) en El sur de La provincia de Mendoza, Argentina. **Mastozoología Neotropical**, 16 (2): 455–457.
817. Garcia, J.E. & Tarifa, T. 1988. Primate survey of the Estación Biológica Beni, Bolivia. **Primate Conservation**, 9: 97–100.
818. Garcia, M.; Miro, R.; Ponsa, M. & Egozcue, J. 1980. Banding patterns of the chromosomes of a specimen of *Lagothrix lagothricha cana*. **Genetica**, 54: 181–184.
819. Garcia, V.L.A. 2005. Survey and status of the muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in the Serra Dos Órgãos National Park, Rio de Janeiro. **Neotropical Primates**, 13 (Suppl.): 79–84.
820. Garcia, V.L.A. 2005. Status of the muriqui (*Brachyteles*) populations remaining in the state of Rio de Janeiro, Brazil: Projeto Muriqui-Rio. **Neotropical Primates**, 13 (Suppl.): 73–78.
821. Garcia-Perea, R. 1994. The Pampas Cat Group (Genus *Lynchailurus* Severtzov, 1858)(Carnivora: Felidae), a Systematic and Biogeographic Review. **American Museum Novitates**, 3096: 1–35.
822. Garcia-Rodriguez, A.I.; Bowen, B.W.; Doming, D.P.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Marmontel, M.; Montoya-Ospina, R.A.; Morales-Vela, B.; Rudin, M.; Bonde, R.K. & McGuire, P.M. 1998. Phylogeography of the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*): How many populations and how many taxa? **Molecular Ecology**, 7: 1137–1149.
823. Gardner, A.L. & Creighton, G.K. 2008. Genus *Marmosops* Matschie, 1916, p.61–73. In: Gardner, A. (ed.). **Mammals of South America**. The University of Chicago Press.
824. Gardner, A.L. 2007. Magnorder Xenarthra, p.690. In: Gardner, A.L. (ed.). **Mammals of South America**. The University of Chicago Press.
825. Gardner, A.L. 2007. **Mammals of South America: marsupials, xenarthrans and bats**. 690p.
826. Gariboldi, M. C.; Túnez, J. I.; Dejean, C. B.; Failla, M.; Vitullo, A. D.; Negri, M. F. & Cappozzo, H. L. 2015. Population Genetics of Franciscana Dolphins (*Pontoporia blainvillei*): introducing a new population from the southern edge of their distribution. **PLoS ONE**, 10 (7): e0132854.
827. Gava, A.; Freitas, T.R.O. & Olimpio, J. 1998. A new karyotype for the genus *Cavia* from a southern island of Brazil (Rodentia - Caviidae). **Genetics and Molecular Biology**, 21 (1): 77–80.
828. 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: 599–612.
829. Geise, L.; Smith, M.F. & Patton, J.L. 2001. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in Southeastern South America: mitochondrial DNA sequence analysis. **Journal of Mammalogy**, 82: 92–101.
830. Gennari, S.M.; Nishi, S.Y.; Soares, R.M. & Machado, R. Z. 2010. Protozoan Diseases, p.363–375. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.



831. George, T.K.; Marques, S.A.; de Vivo, M.; Branch, L.C.; Gomes, N. & Rodrigues, S. 1988. Levantamento de mamíferos do PARNA Tapajós. **Brasil Florestal**, 63: 33–41.
832. Geraci, J.R. & Lounsbury, V.J. 2005. **Marine mammals ashore - A Field guide for strandings**. National Aquarium in Baltimore. 371p.
833. Gerber, L.R.; Hyrenbach, K.D. & Zacharias, M.A. 2005. Do the largest protected areas conserve whales or whalers? **Science**, 307: 525–526.
834. Giné, G.A.F. 2009. **Ecologia e comportamento do Ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) (Olfers, 1818) em fragmentos de Mata Atlântica do município de Ilheus, sul da Bahia**. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada). Universidade de São Paulo. 245p.
835. Girio, R.S.; Araújo Júnior, J.P. & Duarte, J.M.B. 2001. Pesquisa de anticorpos contra *Leptospira interrogans* em soros de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), In: Duarte, J.M.B. (ed.). **O Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) de Porto Primavera: Resultado de dois anos de pesquisa**. FUNEP/CESP: CD ROM.
836. Gomes, J.B.O. & Melo, F.R. 2005. **Estimativa da densidade populacional de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) e bugios (*Alouatta guariba clamitans*) no Parque Nacional do Caparaó, Divino de São Lourenço, Espírito Santo**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Anais. Porto Alegre, RS.
837. Gómez, J.R.; Jorgenson, J.P. & Valbuena, R. 1999. Report on the rehabilitation and release of two giant river otter (*Pteronura brasiliensis*) pups in the Bitá river (Vichada, Colombia). **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 16 (2): 86–89.
838. Gonçalves, P.R.; Myers, P.; Vilela, J.F. & Oliveira, J.A. 2007. Systematics of species of the genus *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae) in southeastern Brazil and implications for the biogeography of the Campos de Altitude. **Misc. Publ. Mus. Zool., Univ. Mich**, 197: 1–24.
839. Gondim, L.F.P.; Araújo Júnior, J.P. & Duarte, J.M.B. 2001. Pesquisa de anticorpos contra *Neospora caninum* em soros de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), In: Duarte, J.M. (ed.). **O Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) de Porto Primavera: Resultado de dois anos de pesquisa**. Relatório técnico. FUNEP/CESP: CD ROM.
840. González, E. & Martínez, J.A. 2010. **Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda Oriental**. Banda Oriental. 463p.
841. González, E.M.; Claramunt, S.J. & Saralegui, A.M. 1999. Mamíferos hallados en egagrópilas de *Tyto alba* (Aves, Strigiformes, Tytonidae) en Bagé, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 86: 117–120.
842. Gonzalez, S.; Cosse, M.; Braga, F.G.; Vila, A.R.; Merino, M. L.; Dellafiore, C.; Cartes, J.L.; Maffei, L. & Dixon, M.G. 2010. Pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus1758, p.119–132. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.
843. Gonzalez, S.; Maldonado, J.E.; Ortega, J.; Talarico, A.C.; Bidegaray-Batista, L. Garcia, J.E. & Duarte, J.M.B. 2009. Identification of the endangered small red brocket deer (*Mazama bororo*) using noninvasive genetic techniques (Mammalia: Cervidae). **Molecular Ecology Resources**, 9 754–758.
844. Gonzalez, S. & Merino, M.L. 2008. *Ozotoceros bezoarticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T15803A5183264. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T15803A5183264.en>. (Acesso em 2016).
845. Gonzalez, S. 1994. Situacion poblacional del venado de Campo en el Uruguay, p.1–9. In: Gonzalez,



S. (ed.). **Pampas Deer Population e Habitat Viability Assessment**. Workshop Briefing Book. Ed. CBSG/IUCN.

846. Gonzalez, S. 1997. **Estudio de la variabilidad morfológica, genética y molecular de poblaciones relictuales de Venado de campo (*Ozotoceros bezoarticus* L. 1758) y sus consecuencias para la conservación**. Tese (Doutorado em Zoologia). Faculdade de Ciencias, Montevideo, Uruguay.

847. González-Solís, J.; Guix, J. C.; Mateos, E. & Llorens, L. 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity and Conservation**, 10 (8): 1267–1282.

848. Goodall, R.N.P. & Galeazzi, A.R. 1986. Recent sightings and strandings of southern right whales off subantartic South America and the Antarctic Peninsula. **Reports of the International Whaling Commission**, 10 (Special): 173–176.

849. Gordo, M.; Calleia, F.O.; Vasconcelos, S.A.; Leite, J.J. & Ferrari, S.F. 2013. The challenges of survival in a concrete jungle: conservation of the pied tamarin (*Saguinus bicolor*) in the urban landscape of Manaus, Brazil, p.357–370. In: Marsh, L.K. & Chapman, C. (eds.). **Primates in Fragments: Ecology and Conservation**. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers.

850. Gordo, M. 2008. *Saguinus bicolor* (Spix, 1823), p.750–751. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

851. Gordo, M. 2012. **Ecologia e Conservação do sauí-de-coleira, *Saguinus bicolor* (Primates; Callitrichidae)**. Tese (Doutorado em Zoologia). Universidade Federal do Pará.

852. Goulart, F.V.B.; Caceres, N.C.; Graipel, M.E.; Tortato, M.A.; Ghizoni, I.R. & Oliveira-Santos, L.R. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, 74 (3): 184–192.

853. Grativol, A.D.; Ballou, J. & Fleischer, R. 2001. Microsatellite variation within and among recently isolated populations of golden lion tamarins. **Conservation Genetics**, 2: 1–9.

854. Grativol, A.D. 1998. **Effects of forest fragmentation on the population genetic structure of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). American University.

855. Gravena, W.; Farias, I.P.; da Silva, M.N.F.; da Silva, V.M.F. & Hrbek, T. 2014. Looking to the past and the future: Were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? **Conservation Genetics**, 15 (3): 619–629.

856. Gravena, W.; Hrbek, T.; da Silva, V.M.F. & Farias, I.P. 2008. Amazon River dolphin love fetishes: from folklore to molecular forensics. **Marine Mammal Science**, 24 (4): 969–978.

857. Gravena, W.; da Silva, V.M.F.; da Silva, M.N.F.; Farias, I.P. & Hrbek, T. 2015. Living between rapids: genetic structure and hybridization in botos (Cetacea: Iniidae: *Inia* spp.) of the Madeira River, Brazil. **Biological Journal of the Linnean Society**, 114 (4): 764–777.

858. Gravena, Waleska. 2007. **Isolamento e Caracterização de Marcadores Microsatélites para análise de Parentesco no Boto-vermelho (*Inia geoffrensis*)**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 60p.

859. Gregorin, R. & Ditchfield, A. D. 2005. A new genus and species of Lonchophyllini nectar-feeding bat (Phyllostomidae: Glossophaginae) from Northeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 86 (2): 403–414.

860. Gregorin, R.; Gonçalves, E.; Aires, C.C. & Carmignotto, A.P. 2011. Bats (Mammalia: Chiroptera) from Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. **Biota Neotropica**, 11 (1): 1.



861. Gregorin, R.; Kugelmeier, T. & Valle, R.R. 2008. Gênero *Alouatta* Lacépède 1799, p.187–204. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L. & Andrade, F. (eds.). **Primatas Brasileiros**.
862. Gregorin, R. & Mendes, L.F. 1999. Sobre Quirópteros (Emballonuridae, Phyllostomidae, Natalidae) de duas cavernas da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, 86: 121–124.
863. Gregorin, R. & Tahara, A.S. 2008. Gênero *Saguinus* Hoffmannsegg 1807, p.260. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L. & Andrade, F. (eds.). **Primatas Brasileiros**. Technical Books.
864. Gregorin, R. 1996. **Variação geográfica e taxonomia das espécies brasileiras do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Primates, Atelidae)**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 222p.
865. Gregorin, R. 2006. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (1): 64–144.
866. Greig, A.B.; Secchi, E.R.; Zerbini, A.N. & Rosa, L.D. 2001. Stranding events of southern right whales, *Eubalaena australis*, in southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 157–160.
867. Grelle, C.E.V. & Cerqueira, R. 2006. Determinantes da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* (Thomas) (Primates, Callitrichidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (2): 414–420.
868. Grelle, C.E.V. 2000. **Aerografia dos primatas endêmicos da Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 150p.
869. Grenha, V.; Macedo, M.V.; Pires, A.S. & Monteiro, R.F. 2010. The role of *Cerradomys subflavus* (Rodentia, Cricetidae) as seed predator and disperser of the palm *Allagoptera arenaria*. **Mastozoología neotropical**, 17: 61–68.
870. Groch, K.R.; Fabián, M. & Palazzo Jr., J.T. 2003. **Monitoring behavioral responses of southern right whales to whale watching activities in the Southern Brazilian coast and an evaluation of its conservation implications**. In: 55th Meeting of the International Whaling Commission And Associated Meetings.
871. Groch, K.R.; Flores, P.A.C.; Kolesnikovas, C.K.M.; Pretto, D.J. & Groch, K.R. 2015. **Collisions between vessels and southern right whales (*Eubalaena australis*) in the Brazilian coast**. In: Reunião Bianual da Sociedade de Mamíferos Marinhos. São Francisco, CA, Estados Unidos.
872. Groch, K.R.; Flores, P.A.C.; Moreira, L.M.P.; Castilho, P.V. & Groch, K.R. 2015. **Preliminary information on right whales entanglements of Southern Brazil, 1999-2014**. Documento apresentado no 3º. Workshop sobre Emalhe de Grandes Baleias realizado pela Comissão Internacional da Baleia em Provincetown, MA, Estados Unidos, Abril 21-23.
873. Groch, K.R. 2000. **Ocupação preferencial de áreas de concentração pela baleia franca austral, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), Cetacea, Mysticeti, no litoral sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
874. Groch, K.R. 2001. Cases of harassment by kelp gulls (*Larus dominicanus*) on right whales (*Eubalaena australis*) of Southern Brazil. **Biotemas**, 14 (1): 147–156.
875. Groch, K.R. 2005. **Biologia populacional e ecologia comportamental da baleia franca austral, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), Cetacea, Mysticeti, no litoral sul do Brasil**. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 168p.
876. Groenendijk, J.; Duplaix, N.; Marmontel, M.; Van Damme, P. & Schenck, C. 2015. *Pteronura brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T18711A21938411.



877. Groenendijk, J.; Hajek, F.; Duplaix, N.; Reuther, C.; Van Damme, P.; Schenk, C.; Staib, E.; Wallace, R.; Waldemarin, H.; Notin, R.; Marmontel, M.; Rosas, F.W.C.; Mattos De, G.E. Evangelista, E.; Utreras, V.; Lasso, G.; Jaques, H.; Matos, K.; Roopsind, I. & Botello, J.C. 2005. Surveying and monitoring distribution and population trends of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*). **Habitat**, 16: 1–500.
878. Groves, C.P. 2001. **Primate taxonomy**. Smithsonian Institution Press. 350p.
879. Groves, C.P. 2005. Order Primates, p.111–184. In: Wilson, D.E. & Reeder, D.M. (eds.). **Mammal Species of the World**. The Johns Hopkins University Press.
880. Grubb, P. 1990. List of deer species and subspecies. **The Journal of British Deer Society**, 8 (3): 153–155.
881. Gruener, C.G.; Almeida, L.B.; Bagatini, T. & Morato, R.G. 2011. **Estimativa de densidade e padrão de atividades de onças-pardas (*Puma concolor*) no Parque Nacional da Serra de Itajaí**. In: III Seminário de Pesquisa e Iniciação Científica do ICMBio. Brasília.
882. Guedes, D.; Young, R.J. & Strier, K.B. 2008. Energetic costs of reproduction in female northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*, Primates, Platyrrhini). **Revista Brasileira de Zoologia**, 25: 587–593.
883. Guedes, P.G.; Borges-Nojosa, D.M.; Silva, J.A.G. & Salles, L.O. 2000. Novos registros de *Alouatta* no estado do Ceará. **Neotropical Primates**, 8: 29–30.
884. Guedes, P.G.; Silva, S.D.; Camardella, A.R.; Abreu, M.D.; Borges-Nojosa, D.M.; Silva, J.D. & Silva, A.A. 2000. Diversidade de mamíferos do Parque Nacional de Ubajara Ceará, Brasil. **Journal of Neotropical Mammalogy**, 7 (2): 95–100.
885. Guggisberg, C.A.W. 1975. **Wild Cats of the World**. Taplinger Publish Company.
886. Guidorizzi, C.E. 2008. **Ecologia e Comportamento do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates, Callitrichidae), em um fragmento de floresta semidecidual em Itororó, Bahia, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Estadual de Santa Cruz. 98p.
887. Guimarães, A. 1998. Ecology and social behaviour of buffy-headed marmosets, *Callithrix flaviceps*. **Neotropical Primates**, 6 (2): 51–52.
888. Guimarães, M.M. 1997. **Área de vida, territorialidade e dieta do tatu-bola, *Tolypeutes tricinctus* (Xenarthra, Dasypodidae) num Cerrado do Brasil Central**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília. 58p.
889. Gurjão, L.M.; Furtado-Neto, M.A.A.; dos Santos, R.A. & Cascon, P. 2003. Notes on diet of sperm whales (Cetacea: Physeteroidea), stranded in Ceará State, Northeastern Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, 36: 67–75.
890. Gurjão, L.M.; Neto, M.A.A.F.; Santos, R.A. & Cascon, P. 2003. Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará state, northeastern Brazil. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2 (2): 117–122.
891. Guterres-Pazin, M.G.; Marmontel, M.; Rosas, F.C.W.; Pazin, V.F.V. & Venticinque, E.M. 2014. Feeding ecology of the Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) in the Mamirauá and Amanã Sustainable Development Reserves, Brazil. **Aquatic Mammals**, 40 (2): 139–149.
892. Hakeem, A.; Sandoval, R.G.; Jones, M. & Allman, J. 1996. Brain and life span in primates, p.78–104. In: Birren, J.E. & Schaie, K.W. (eds.). **Handbook of the Psychology of Aging**. Academic Press.
893. Hamilton, H.; Caballero, S.; Collins, A.G.; Brownell Jr, R.L. & Brownell Jr, R.L. 2001. Evolution



of river dolphins. **Proceedings of The Royal Society: Biological Sciences**, 268 (1466): 549–556.

894. Hamilton, P.K.; Knowlton, A.R.; Marx, M.K. & Kraus, S.D. 1998. Age structure and longevity in North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* and their relation to reproduction. **Marine Ecology Progress Series**, 171: 285–292.

895. Handley Jr., C.O. & Ochoa, J.G. 1997. New species of mammals from northern South America: A sword-nosed bat, genus *Lonchorhina* Tomes (Chiroptera: Phyllostomidae). **Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales, La Salle**, 57: 71–82.

896. Handley Jr., C.O. 1976. Mammals of the Smithsonian Venezuelan Project. **Brigha, Young University Science Bulletin**, 20: 1–89.

897. Hankerson, S.J. & Dietz, J.M. 2005. Sleeping site selection in the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia*. **American Society of Primatologists**,

898. Hankerson, S.J. & Dietz, J.M. 2014. Predation rate and future reproductive potential explain home range size in golden lion tamarins. **Animal Behaviour**, 96: 87–95.

899. Hankerson, S.J.; Pitts, M.; Dietz, J.M. & Raboy, B. 2007. A test of exploitative and interference competition in wild golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). **American Journal of Primatology**, 69: 57.

900. Hansen, K. 1992. **Cougar, the American lion**. Northland Publishing.

901. Harada, M.L.; Ferrari, S.F. & Schneider, H. 1996. **Reclassification of *Cebus kaapori* Queiroz 1992 based on new specimens from eastern Pará, Brazil**. In: Abstracts of the XIXth Congress of the American Society of Primatologists.

902. Harr, K.; Harvey, J.; Bonde, R.; Murphy, D.; Lowe, M.; Menchaca, M.; Haubold, E. & Francis-Floyd, R. 2006. Comparison of methods used to diagnose generalized inflammatory disease in manatees (*Trichechus manatus latirostris*). **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, 37: 151–159.

903. Harris, E.E.; Gifalli-Luggetti, C.; Braga, Z.H. & Koiffmann, C.P. 2005. Cytochrome b sequences show subdivision between populations of the brown howler monkey (*Alouatta guariba*) from Rio de Janeiro and Santa Catarina, Brasil. **Neotropical Primates**, 13 (2): 16–21.

904. Hartman, D.S. 1979. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. **American Society of Mammalogists, Special Publication**, 1: 1–153.

905. Harvey, P.H. & Clutton-Brock, T.H. 1985. Life history variation in primates. **Evolution**, 39 (3): 559–581.

906. Hatt, R.T. 1934. The American Museum Congo expedition manatee and other recent manatees. **Bulletin American Museum of Natural History**, 66: 533–566.

907. Haugaasen, T. & Peres, C.A. 2005. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, 21: 133–145.

908. Haugaasen, T. & Peres, C.A. 2005. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **American Journal of Primatology**, 67 (2): 243–258.

909. Haysen, V.; Van Tienhoven, A. & Van Tienhoven, A. 1993. **Asdell's patterns of mammalian reproduction: a compendium of species-specific data**. Comstock, Cornell University Press. 1023p.

910. Heiduck, S. 1997. Food choice in masked titi monkeys (*Callicebus personatus melanochir*): selectivity of opportunism? **International Journal of Primatology**, 18: 487–502.



911. Heiduck, S. 2002. The use of disturbed and undisturbed forest by masked titi monkeys *Callicebus personatus melanochir* is proportional to food availability. **Oryx**, 36: 133–139.
912. Henrique, J.M.; Silva, B.L.A.A.; Figueiredo, F.J.; Gomes, C.M.; Oliveira, A.M. & Nogueira-Paranhos, J.D. 2007. **Levantamento preliminar de mamíferos de médio e grande porte na área do riacho dos bois no Parque Nacional Serra das Confusões, Piauí, Brasil.** In: VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Anais. Caxambu, MG.
913. Henriques, R.P.B.; Briani, D.C.; Palma, A.R.T. & Vieira, E.M. 2006. A simple graphical model of small mammals succession after fire in the Brazilian cerrado. **Mammalia**, 226–230.
914. Henriques, R.P.B. & Cavalcante, R.J. 2004. Survey of a gallery Forest Primate Community in the Cerrado of the Distrito Federal, Central Brazil. **Neotropical Primates**, 12 (2): 78–83.
915. 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 Br. **Parasitology Research**, 103 (3): 619–624.
916. Hershkovitz, P. 1949. Mammals of northern Colombia. Preliminary report No. 4: Monkeys (Primates) with taxonomic revisions of some forms. **Proceedings of the United States National Museum**, 98: 323–427.
917. Hershkovitz, P. 1955. Notes on the American monkeys of the genus *Cebus*. **Journal of Mammalogy**, 36: 449–452.
918. Hershkovitz, P. 1961. On the South American small-eared zorro *Atelocynus microtis* Sclater (Canidae). **Field Museum of Natural History, Fieldiana-Zoology**, 39: 505–523.
919. Hershkovitz, P. 1977. **Living New World monkeys (Platyrrhini), with an introduction to Primates.** The University of Chicago Press. 1117p.
920. Hershkovitz, P. 1984. Taxonomy of squirrel monkeys, genus *Saimiri*, (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report with description of a hitherto unnamed form. **American Journal of Primatology**, 4: 209–243.
921. Hershkovitz, P. 1985. A preliminary taxonomy review of the south american bearded saki monkeys genus *Chiropotes* (Cebidae: Platyrrhini), with the description of a new species. **Fieldiana. Zoology**, 27: 1–46.
922. Hershkovitz, P. 1987. Uacaries, New World monkeys of the genus *Cacajao* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary taxonomic review with the description of a new subspecies. **American Journal of Primatology**, 12: 1–53.
923. Hershkovitz, P. 1988. Origin, speciation, and distribution of South American titi monkeys, genus *Callicebus* (Family Cebidae, Platyrrhini). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, 140 (1): 240–272.
924. Hershkovitz, P. 1990. Titis, New World monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary taxonomic review. **Fieldiana. Zoology**, 55: 1–109.
925. Hershkovitz, P. 1993. A new central Brazilian genus and species of sigmodontine rodent (Sigmodontinae) transitional between akodonts and oryzomyines, with discussion of muroid molar morphology and evolution. **Fieldiana. Zoology**, 75: 1–18.
926. Hershkovitz, P. 1998. Report on some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with descriptions of a new genus and six new species. **Bonner Zoologische Beiträge**, 49 (3-4): 193–256.



927. Heuser, V.D. 2001. **Avaliação da genotoxicidade induzida por emissões de veículos automotores – *Ctenomys minutus* como organismo bioindicador**. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 87p.
928. Hilário, R.R. & Ferrari, S.F. 2010. Four breeding females in a free-ranging group of buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*). **Folia Primatologica**, 81: 31–40.
929. Hilário, R.R. 2009. **Padrão de atividades, dieta e uso do habitat por *Callithrix flaviceps* na Reserva Biológica Augusto Ruschi, Santa Teresa, ES**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais.
930. Hilário, R.R. 2013. **Determinantes ambientais da densidade de *Callicebus coimbrai* em fragmentos florestais no nordeste brasileiro**. Universidade Federal da Paraíba. 131p.
931. Hill, C.W.O. 1960. **Primates: Comparative Anatomy and Taxonomy. V. Cebidae, Part A**. Edinburgh University Press.
932. Hill, C.W.O. 1962. **Primates: Comparative Anatomy and Taxonomy. V. Cebidae, Part B**. 537p.
933. Hill, K.; Padwe, J.; Bejyvagi, C.; Bepurangi, A.; Jakugi, F.; Tykuarangi, R. & Tykuarangi, T. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. **Conservation Biology**, 11 (6): 1339–1353.
934. Hirano, Z.M.B.; Correa, I.C. & de Oliveira, D.A.G. 2008. Contexts of rubbing behavior in *Alouatta guariba clamitans*: a scent-marking role? **American Journal of Primatology**, 70 (6): 575–583.
935. Hirsch, A. & Chiarello, A.G. 2012. The endangered maned sloth (*Bradypus torquatus*) of the Brazilian Atlantic forest: a review and update of geographical distribution and habitat preference. **Mammal Review**, 42 (1): 35–54.
936. Hirsch, A.; Dias, L.G.; Martins, L.O.; Campos, R.F.; Landau, E.C. & Resende, N.A.T. 2002. Database of geo-referenced localities of Neotropical primates. **Neotropical Primates**, 10 (2): 79–84.
937. Hirsch, A.; Landau, E.C.; Tadeschi, A.C.M. & Menegheti, J.O. 1991. Estudo comparativo das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède, 1799 (Platyrrhini, Atelidae) e sua distribuição geográfica na América do Sul, p.239–262. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Fundação Biodiversitas.
938. Hirsch, A.; Rylands, A.B.; Toledo, P.P.; Brito, B.F.A.; Printes, R.C.; Landau, E.C. & Resende, N.A.T. 1999. **Atualização da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* através do uso de um sistema de informações geográficas**. In: IX Congresso Brasileiro de Primatologia. Livro de Resumos.
939. Hirsch, A.; Subirá, R.J. & Landau, E.C. 1994. Levantamento de primatas e zoneamento das matas na região do Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Primates**, 2 (3): 4–6.
940. Hirsch, A. 1995. **Censo de *Alouatta fusca* Geoffroy, 1812 (Platyrrhini, Atelidae) e qualidade do habitat em dois remanescentes de Mata Atlântica em Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais.
941. Hirsch, A. 2008. *Alouatta guariba guariba* (Humboldt, 1812), p.724–726. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
942. Hollatz, C. 2010. **Diversidade Molecular do boto-rosa (*Inia geoffrensis*) da Amazônia Brasileira e do boto-cinza marinho (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba e Paraty**. Tese (Doutorado). Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais.



943. Hollatz, Claudia; Vilaça, Sibelle Torres; Redondo, Rodrigo A F; Marmontel, Miriam; Baker, C Scott & Santos, Fabrício R. 2011. The Amazon River system as an ecological barrier driving genetic differentiation of the pink dolphin (*Inia geoffrensis*). **Biological Journal of the Linnean Society**, 102: 812–827.
944. Holst, B.; Médici, E.P.; Marini-Filho, O.J.; Kleiman, D.; Leus, K.; Pissinatti, A.; Vivekananda, G.; Ballou, J.D.; Traylor-Holzer, K.; Raboy, B.; Passos, F.; Vleeschouwer, K. & Montenegro, M.M. 2006. **Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005 final report**. IUCN/SSX Conservation Breeding Specialist Group.
945. Holzmann, I.; Agostini, I.; Areta, J.I.; Ferreyra, H.; Beldomenico, P. & Di Bitetti, M.S. 2010. Impact of yellow fever outbreaks on two howler monkey species (*Alouatta guariba clamitans* and *A. caraya*) in Misiones, Argentina. **American Journal of Primatology**, 71: 1–6.
946. Hoogesteijn, R. & Mondolfi, E. 1992. **The Jaguar**. Armitano Editores. 183p.
947. Hoppe, E.G.L. & Nascimento, A.A. 2010. Helminthic diseases, p.376–382. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.
948. Horwood, J. 1980. Population biology and stock assessment of Southern Hemisphere sei whales. **Reports of the International Whaling Commission**, 30: 519–530.
949. Horwood, J. 1987. **The sei whale: Population biology, ecology, and management**. Croom Helm.
950. Horwood, J. 2002. Sei Whale *Balaenoptera borealis*, p.1069–1071. In: Perrin, W.F.; Wursig, B & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press
951. Hrbek, T.; da Silva, V.M.F.; Dutra, N.; Gravena, W.; Martin, A.R. & Farias, I.P. 2014. A new species of river dolphin from Brazil or: how little do we know our biodiversity. **PLoS One**, 9 (1): 1–12.
952. Huckle-Gaete, R.; Osman, L.P.; Moreno, C.; Findlay, K.P. & Ljungblad, D. 2004. Discovery of a blue whale feeding and nursing ground in southern Chile. **Proceedings of the Royal Society London B (Supplement), Biology Letters**, 271: S170–S173.
953. Husar, S.L. 1977. *Trichechus inunguis*. **Mammalian Species**, 72: 1–4.
954. IAP, Instituto Ambiental do Paraná. 2002. **Plano de Manejo - Parque estadual do Rio Guarani**. <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1224>.
955. IAP, Instituto Ambiental do Paraná. 2010. **Mamíferos ameaçados no Paraná**. IAP/ SEMA. 114p.
956. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1997. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação**. Diretoria de Ecossistemas. 79p.
957. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2001. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Araguaia**. Ministério do Meio Ambiente.
958. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2001. **Mamíferos do Brasil: plano de ação, versão II**. 102p.
959. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2004. **Plano de Manejo: Reserva Biológica do Rio Trombetas**. MMA/IBAMA. 556p.
960. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2004. **Plano de Manejo do Parque Nacional de Ilha Grande, Anexos**. 40p.
961. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2005. **Plano de Manejo - Floresta Nacional do Jamari. Vol I - diagnóstico**. 158p.



962. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2005. Portaria nº 89, de 8 de dezembro de 2005 - Institui o Comitê Internacional para Conservação e Manejo dos Atelídeos da Mata Atlântica. **Diário Oficial da União**.
963. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2005. **Plano de Manejo, Parque Nacional Cavernas do Peruaçu**.
964. IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2006. **Plano de Manejo para Uso Múltiplo da Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri**. 453p.
965. IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. **Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**. MMA (Ministério do Meio Ambiente). <http://www.mma.gov.br/component/k2/item/7626?Itemid=926>. (Acesso em 2012).
966. Ichihara, T. 1966. The pygmy blue whale, *Balaenoptera musculus breviceauda*, a new subspecies from the Antarctic, p.79–113. In: Norris, K.S. (ed.). **Whales, Dolphins and Porpoise**. University of California Press.
967. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade & MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2009. **Plano de Manejo da Reserva Extrativista do Baixo Juruá, Juruá, AM**. 202p.
968. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade & MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2009. **Plano de Manejo, Floresta Nacional de Passa Quatro Minas Gerais: Diagnóstico**. 206p.
969. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade & MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional de Pacaás Novos, Rondônia**. 207p.
970. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Floresta Nacional do Purus: Plano de Manejo. Volume I - Diagnóstico**. 663p.
971. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Nascentes da Serra do Cachimbo**. MMA/ICMBio/WWF/ICV. 332p.
972. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros**. 212p.
973. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra de Itajaí**. 765p.
974. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães**. 250p.
975. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Plano de Manejo Participativo da Reserva Extrativista Arapixi**. ICMBio/MMA. 213p.
976. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Plano de Manejo da Floresta Nacional do Trairão, localizada no Estado do Pará**. Volume 1- ed. ICMBio/MMA/Serviço Florestal Brasileiro. 319p.
977. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Plano de Manejo: Floresta Nacional do Crepori**. Volume III ed. MMA/ICMBio. 317p.
978. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Plano de Manejo: Estação Ecológica Rio Acre**. MMA/ICMBio/WWF/SOS Amazônia. 360p.
979. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Plano de Ação Nacional para a Conservação do pequeno cetáceo Toninha: Pontoporia blainvillei**. 76p.



980. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/plano-de-acao/372-pan-mamiferos-da-mata-atlantica.html>. (Acesso em 2012).
981. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Portaria nº 87, de 27 de agosto de 2010 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis**.
982. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Portaria nº 134, de 23 de dezembro de 2010 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central**.
- 982a. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. **Portaria nº 97, de 27 de agosto de 2010. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Cervídeos Brasileiros**.
- 982b. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2010. **Portaria nº 85, de 27 de agosto de 2010. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Sirênios (*Trichechus inunguis* e *Trichechus manatus*)**.
- 982c. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2010. **Portaria nº 86, de 27 de agosto de 2010. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação de Mamíferos Aquáticos - PAN Pequenos Cetáceos**.
983. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2011. **Plano de Manejo: Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. MMA/ICMBio/ARPA. 475 p.
984. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2011. **Sumário executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação do Sauim-de-Coleira**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 8p.
985. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2011. **Portaria nº 94 de 01 de dezembro de 2011. Aprova o Plano Nacional para a Conservação do *Saguinus bicolor***.
986. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2012. **Portaria nº 16, de 17 de fevereiro de 2012 - Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu**.
987. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2012. **Portaria nº 75, de 2 de março de 2012 – Institui o Grupo de Assessoramento Técnico para acompanhar a implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção da Fauna da Região do Baixo e Médio Xingu**.
- 987a. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Portaria nº 32, de 27 de março de 2014. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Pequenos Felinos - PAN Pequenos Felinos**.
988. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Portaria nº 265, de 24 de junho de 2014 – Institui o Grupo de Assessoramento Técnico para acompanhar a implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis (*Brachyteles hypoxanthus* e *Brachyteles arachnoides*)**.
- 988a. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Portaria nº 76, de 27 de junho de 2014. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação da Onça-parda - PAN Onça-parda**.
989. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Portaria nº 421, de 3 de setembro de 2014 – Institui o Grupo de Assessoramento Técnico para acompanhar a**



implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos dos Mamíferos da Mata Atlântica Central.

990. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Portaria nº 124, de 31 de março de 2014. Institui o Grupo de Assessoramento Técnico para acompanhar a implementação do Plano de Ação Nacional para Conservação do *Saguinus bicolor* - PAN Sauim-decoleira.**

990a. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Portaria nº 56, 22 de maio de 2014. Aprova o Plano de Ação Nacional para Conservação do Tatu-bola (*Tolypeutes tricinatus* e *Tolypeutes matacus*) - PAN Tatu-bola.**

990b. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2017. **Portaria nº 792, de 1º de dezembro de 2017. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas Amazônicos - PAN Primatas Amazônicos.**

990c. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2015. **Portaria nº 9, de 29 de janeiro de 2015. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal - PAN Manguezal.**

990d. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2016. **Portaria nº 85, de 24 de agosto de 2016. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação da Aririnha, estabelecendo seu objetivo, metas, prazo, abrangência e formas de implementação e supervisão - 2º ciclo.**

991. ICZN. 1956. **Opinion 417. Rejection for nomenclatural purposes of volume 3 (Zoologie) of the work by Lorenz Oken entitled *Oken's Lehrbuch der Naturgeschichte* published in 1815–1816.** Opinions and declarations rendered by the International Commission on Zoological Nomenclature. 1–42p.

992. IEF, Instituto Estadual de Florestas. 1994. Parque Estadual do Rio Doce: Um convite à pesquisa. **Neotropical Primates**, 2 (4): 17–18.

993. IEF, Instituto Estadual de Florestas. 2011. **Atlas da fauna em unidades de conservação do estado de Minas Gerais, Vol. 1 - Mastofauna.** Belo Horizonte, IEF. 284p.

994. Von Ihering, H. 1914. Os Bugios do Gênero *Alouatta*. **Revista Museu Paulista**, 9: 231–280.

995. Indrusiak, C. & Eizirik, E. 2003. Carnívoros, p.507–533. *In*: Fontana, C.S.; Bencke, G.A. & Reis, R.E. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul.** EDIPUCRS.

996. Ingberman, I.; Fusco-Costa, R. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2009. Population survey and demographic features of a coastal island population of *Alouatta clamitans* in Atlantic Forest, southeastern Brazil. **International Journal of Primatology**, 30: 1–14.

997. Iñíguez, M.; Masello, J.F.; Gribaudo, C.; Arcucci, D.; Krohling, F. & Belgrano, J. 2010. On the occurrence of sei whales, *Balaenoptera borealis*, in the south-western Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, 3: 1–6.

998. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. 2010. **Plano de gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. Volumes I e II. Versão para consulta pública.** 90p.

999. IPI, Instituto Piagaçu. 2010. **Plano de Gestão - Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus. Vol. I. Versão para consulta pública.** 326p.

1000. IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2011. **Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0.**

1001. IUCN/SSC. 2007. **Neotropical Primates Species Assessment Workshop (Red List).** Orlando, Flórida.



1002. Iwanaga, S. & Ferrari, S.F. 2001. Party size and diet of syntopic Atelids (*Ateles chamek* and *Lagothrix cana*) in Southwestern Brazilian Amazonia. **Folia Primatologica**, 72: 217–227.
1003. Iwanaga, S. & Ferrari, S.F. 2002. Geographic distribution and abundance of woolly (*Lagothrix cana*) and spider (*Ateles chamek*) monkeys in southwestern Brazilian Amazonia. **American Journal of Primatology**, 56: 57–64.
1004. Iwanaga, S. 1998. **Atelíneos (Primates, Atelidae) do Estado de Rondônia: Distribuição, Abundância, Ecologia e Status de Conservação**. Dissertação (Mestrado). Museu Paranaense Emilio Goeldi.
1005. Iwanaga, S. 2004. Levantamento de mamíferos diurnos de médio e grande porte no Parque Nacional do Jaú: resultados preliminares, p.195–207. In: Borges, S.H.; Iwanaga, S.; Durigan, C.C. & Pinheiro, M. (eds.). **Janelas para a Biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia**. Fundação Vitória Amazônica.
1006. IWC, International Whaling Commission. 1980. Report of the Special Meeting on Southern Hemisphere sei whales. **Reports of the International Whaling Commission**, 30: 493–505.
1007. IWC, International Whaling Commission. 1996. Report of the subcommittee on Southern Hemisphere baleen whales. **Reports of the International Whaling Commission**, 46: 117–138.
1008. IWC, International Whaling Commission. 2001. Report of the workshop on the comprehensive assessment of right whales: a worldwide comparison. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 1–60.
1009. IWC, International Whaling Commission. 2004. Classification of the order Cetacea. In: Guide to authors, Appendix 3. **Journal of Cetacean Research and Management**, 6 (1): xi – xii.
1010. IWC, International Whaling Commission. 2006. Main Report of the Scientific Committee. **Journal of Cetacean Research and Management**, 8: 49.
1011. IWC, International Whaling Commission. 2009. **International Convention for the Regulation of Whaling, 1946**. Schedule as amended by the Commission at the 61st Annual Meeting Madeira, Portugal. www.iwcoffice.org. (Acesso em 2010).
1012. IWC, International Whaling Commission. 2010. Main Report of the Scientific Committee. **Journal of Cetacean Research and Management**.
1013. IWC, International Whaling Commission. 2013. Report of the workshop on the assessment of southern right whales. **Journal of Cetacean Research and Management (Supplement)**, 14: 439–462.
1014. IWC, International Whaling Commission. 2013. **Annual Report of the International Whaling Commission 2012**. IWC. 213p.
1015. Izar, P.; Verderane, M.P.; Peternelli-dos-Santos, L.; Mendonça-Furtado, O.; Presotto, A.; Tokuda, M.; Visalberghi, E. & Fragaszy, D. 2011. Flexible and conservative features of social systems in tufted capuchin monkeys: comparing the socioecology of *Sapajus libidinosus* and *Sapajus nigritus*. **American Journal of Primatology**, 73: 1–17.
1016. Izawa, K. 1976. Group sizes and compositions of monkeys in the upper Amazon basin. **Primates**, 17 (3): 367–399.
1017. Izor, R.J. & Pine, R.H. 1987. Notes on the black-shouldered opossum, *Caluromyslops irrupta*. **Fieldiana. Zoology**, 39: 117–124.
1018. Jack, K. 2007. The Cebines: Toward an explanation of variable social structure, p.107–123. In: Campbell, C.J.; Fuentes, A.; Mackinnon, K.C.; Panger, M. & Bearder, S.K. (eds.). **Primates in**



Perspective. Oxford University Press.

1019. Jackson, J. E. & Langguth, A. 1987. Ecology and Status of Pampas Deer in the Argentinian Pampas and Uruguay, p.402–410. *In*: Wemmer, C.M. (ed.). **Biology and management of the Cervidae**. Smithsonian Institution Press.

1020. Jackson, J.; Landa, P. & Langguth, A. 1980. Pampas deer in Uruguay. **Oryx**, 15: 267–272.

1021. Jackson, J.E. & Giulietti, J.D. 1988. The food *habitat* of Pampas Deer *Ozotoceros bezoarticus* celer in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. **Biological Conservation**, 45: 1–10.

1022. Jácomo, A.T.A.; Silveira, L.; Almeida, R.L.M. & Soares, N.N. 2006. **Censo de Ariranha (*Pteronura brasiliensis*) no Parque Estadual do Cantão – TO**. Relatório Instituto Pró-Carnívoros para Naturatins. 17p.

1023. Jácomo, A.T.A.; Silveira, L. & Diniz-Filho, J.A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. **Journal of Zoology (London)**, 262: 99–106.

1024. 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**. Universidade de Brasília. 120p.^[P.1025]
Jardim, M.M.A. & Oliveira, L.F.B. 1997. Uso de espaço de *Alouatta belzebul* (Primates, Cebidae) em função da temporalidade de recursos, p.417–436. *In*: Lisboa, P.L. (ed.). **Caxiuanã**. Museu Paraense Emílio Goeldi.

1026. Jardim, M.M.A. 2005. **Ecologia Populacional de Bugios-Ruivos (*Alouatta guariba*) nos municípios de Porto Alegre e Viamão, RS, Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 114p.

1027. Jefferson, T.A.; Webber, M.A. & Pitman, R.L. 2008. **Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification**. Elsevier. 573p.

1028. Jefferson, T.A.; Webber, M.A. & Pitman, R.L. 2015. **Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification**. 2 ed. Academic Press. 616p.

1029. Jerusalinsky, L. 2013. **Distribuição geográfica e conservação de *Callicebus coimbrai* (Primates – Pitheciidae) na Mata Atlântica do nordeste do Brasil**. Tese (Doutorado), Universidade Federal da Paraíba. 212p.

1030. Jerusalinsky, L.; Oliveira, M.M.; Pereira, R.F.; Santana, V.; Bastos, P.C.R. & Ferrari, S.F. 2006. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian of Sergipe. **Primate Conservation**, 21: 25–32.

1031. Jerusalinsky, L.; Souza-Alves, J. P.; Beltrão-Mendes, R.; Printes, R. C.; Hilário, R. R.; Hirsch, A.; Santos Jr., E. M. & Ferrari, S. F. 2012. **Biogeography of the *Callicebus personatus* group: surveys and potential distribution based on the maximum entropy algorithm (MAXENT)**. *In*: International Primatological Society XXIV Congress México.

1032. Jerusalinsky, L.; Souza-Alves, J.P.; Beltrão-Mendes, R.; Printes, R.C.; Hilário, R.R.; Hirsch, A. & Santos Jr., E.M. 2012. **Biogeography of the *Callicebus personatus* group: surveys and potential distribution based on the maximum entropy algorithm (MAXENT)**. *In*: International Primatological Society XXIV Congress. Anais. México.

1033. Jerusalinsky, L.; Talebi, M. & Melo, F.R. 2011. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 144p.

1034. Jerusalinsky, L. 2001. **Diversidade em seqüências mitocondriais do bugio-ruivo (*Alouatta***



guariba): implicações para a história evolutiva e a conservação da espécie. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

1035. Jerusalinsky, L. 2008. *Callicebus coimbrai* Kobayashi e Languuth, 1999, p.769–771. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1036. Johns, A.D. 1985. Primates and forest exploitation at Tefé, Brazilian Amazonia. **Primate Conservation**, 6: 27–29.

1037. Johns, A.D. 1986. **Effects of habitat disturbance on rain forest wildlife in Brazilian Amazonia**. Unpublished report. World Wildlife Fund-US.

1038. Johnson, W.E.; Eizirik, E.; Slattery, J.P.; Murphy, W.J.; Antunes, A.; Teeling, E. & O'Brien, S.J. 2006. The Late Miocene radiation of modern Felidae: a genetic assessment. **Science**, 311: 73–77.

1039. Johnson, W.E. & Franklin, W.L. 1991. Feeding and spatial ecology of *Felis geoffroyi* in southern Patagonia. **Journal of Mammalogy**, 72 (4): 815–820.

1040. Johnson, W.E.; Slattery, J.P.; Eizirik, E.; Kim, J.H.; Raymond, M.M.; Bonacic, C.; Cambre, R.; Crawshaw, P.; Nunes, A.; Seuanez, H.N.; Moreira, M.A.M.; Seymour, K.L.; Simon, F.; Swanson, W. & O'Brien, S.J. 1999. Disparate phylogeographic patterns of molecular genetic variation in four closely related South American small cat species. **Molecular Ecology**, 8: S79–S94.

1041. Jones, M.L. 1982. Longevity of captive mammals. **Zoologische Garten**, 52: 113–128.

1042. Jorge, R.S.P.; Lima, E.S. & Lucarts, L.E.B. 2008. **Sarna Sarcóptica ameaçando cachorros-vinagres (*Speothos venaticus*) de vida livre em Nova Xavantina – MT**. In: XXXIII Congresso Anual da Sociedade de Zoológicos do Brasil. Anais. Sococaba-SP.

1043. Jorge, R.S.P. 2008. **Caracterização do estado sanitário dos carnívoros selvagens da RPPN SESC Pantanal e de animais domésticos da região**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 105p.

1044. Juarez, K.M. & Marinho-Filho, J. 2002. Diet, *habitat* use and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **Journal of Mammalogy**, 83 (4): 925–933.

1045. Juarez, K.M. 2008. **Mamíferos de médio e grande porte nas unidades de conservação do Distrito Federal**. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Universidade de Brasília. 153p.

1046. Jundi, T.A.R.J. & Freitas, T.R. 2004. Genetic and demographic structure in a population of *Ctenomys lami* (Rodentia-Ctenomyidae). **Hereditas**, 140: 18–23.

1047. Jungius, H. 1976. Status and distribution of threatened deer species in South America, p.203–217. In: **World Wildlife Yearbook 1975-1976**. World Wildlife Fund.

1048. Junk, W.J. & da Silva, V.M.F. 1997. Mammals, Reptiles and Amphibians, p.409–417. In: Junk, W.J. (ed.). **Ecological Studies**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

1049. K.G., Facure-Giaretta. 2002. **Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma floresta secundária no sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas.

1050. Kajiwarra, N.; Matsuoka, S.; Iwata, H.; Tanabe, S.; Rosas, F.C.W.; Fillmann, G. & Readman, J.W. 2004. Contamination by persistent organochlorines in cetaceans stranded along Brazilian Coastal Waters. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 46 (1): 124–134.

1051. Kanitz, R. 2009. **Diversidade genética em espécies do gênero *Cavia* (Rodentia, Mammalia) e a história evolutiva do raro preá de Moleques do Sul**. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade



Católica do Rio Grande do Sul.

1052. Karimi, Y.; Almeida, C.R. & Peter, F. 1976. Notes sur les rongeurs du nordest du Brésil. **Mammalia**, 40: 257–266.

1053. 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: 1087–1100.

1054. Kautz, R.; Kawula, R.; Hootor, T.; Comiskey, J.; Jansen, D.; Jennings, D.; Kasbohm, J.; Mazzotti, F.; McBride, R.; Richardson, L. & Root, K. 2006. How much is enough? Landscape scale conservation for the Florida panther. **Biological Conservation**, 130: 118–133.

1055. Kellogg, R. & Goldman, E.A. 1944. Review of the spider monkeys. **Proceedings of the United States National Museum**, 96: 1–45.

1056. Kelly, M.J.; Noss, A.J.; Di Bitetti, M.S.; Maffei, L.; Arispe, R.L.; Paviolo, A.; De Angelo, C.D. & Di Blanco, Y.E. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across their study sites: Bolivia, Argentina and Belize. **Journal of Mammalogy**, 89: 408–418.

1057. Kenney, R.D. 2009. Right Whales *Eubalaena glacialis*, *E. japonica* and *E. australis*, p.962–972. In: Perrin, W.F.; Wursig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press.

1058. Keuroghlian, A.; Desbiez, A.; Reyna-Hurtado, R.; Altrichter, M.; Beck, H.; Taber, A. & Fragoso, J.M.V. 2013. *Tayassu pecari*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T41778A44051115. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T41778A44051115.en>. (Acesso em 2016).

1059. 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): 87–97.

1060. 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: 9–17.

1061. 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: 411–425.

1062. Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008. Importance of rare *habitat* and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide ranging frugivore. **Journal of Zoology**, 275: 283–293.

1063. 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: 62–70.

1064. Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2009. Removal of palms fruits and ecosystem engineering in palms stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. **Biodiversity and Conservation**, 18: 1733–1750.

1065. Keuroghlian, A. & Passos, F.C. 2001. Prey foraging behavior, seasonality and time-budgets in black lion tamarins, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan 1823) (Mammalia, Callitrichidae). **Brazilian Journal of Biology (Revista brasileira de Biologia)**, 61 (3): 455–459.

1066. Keuroghlian, A. 2003. **The response of peccaries to seasonal fluctuations in an isolated patch of tropical forest**. University of Nevada. 158p.

1067. Kierulff, M.C.M.; Canale, G. & Gouveia, P.S. 2005. Monitoring the yellow-breasted capuchin monkey (*Cebus xanthosternos*) with radiotelemetry: choosing the best radio-collar. **Neotropical**



Primates, 13 (1): 32–33.

1068. Kierulff, M.C.M.; Mendes, S.L. & Rylands, A.B. 2008. *Sapajus xanthosternos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4074A70615251. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T4074A70615251.en>. (Acesso em 2012).

1069. Kierulff, M.C.M.; Mendes, S.L. & Rylands, A.B. 2015. *Sapajus robustus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T42697A70614762. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-1.RLTS.T42697A70614762.en>. (Acesso em 2012).

1070. Kierulff, M.C.M. & Oliveira, M.M. 2008. *Cebus kaapori*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T40019A10303725. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T40019A10303725.en>. (Acesso em 2012).

1071. Kierulff, M.C.M.; Procópio-de-Oliveira, P.; Martins, C.S.; Valladares-Padua, C.B.; Porfírio, S.; Oliveira, M.M.; Rylands, A.B. & Bezerra, A.R.G.F. 2007. Conservação e Manejo de Primatas Brasileiros, p.71–100. In: Bicca-Marques, J.C. (ed.). **A Primatologia no Brasil, V 10** XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Porto Alegre.

1072. Kierulff, M.C.M. & Procópio-de-Oliveira, P. 1994. Habitat Preservation and the Translocation of Threatened Groups of Golden Lion Tamarins, *Leontopithecus rosalia*. **Neotropical Primates**, 2: 15–18.

1073. Kierulff, M.C.M. & Procópio-de-Oliveira, P. 1996. Re-assessing the status and conservation of the golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia* in the wild. **The Dodo: journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust**, 32: 98–115.

1074. Kierulff, M.C.M.; Raboy, B.E.; Procópio-de-Oliveira, P.; Miller, K.; Passos, F.C. & Prado, F. 2002. Behavioral ecology of Lion tamarins, p.157–187. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A. (eds.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press.

1075. Kierulff, M.C.M.; Ruiz-Miranda, C.R.; Procópio-de-Oliveira, P.; Beck, B.B.; Martins, A.; Dietz, J.M.; Rambaldi, D.M. & Baker, A.J. 2012. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. **International Zoo Yearbook**, 46 (1): 36–45.

1076. Kierulff, M.C.M.; Rylands, A.B.; Mendes, S.L. & de Oliveira, M.M. 2008. *Leontopithecus caissara*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11503A3289886. <http://www.iucnredlist.org/details/11503/0>. (Acesso em 2012).

1077. Kierulff, M.C.M.; Rylands, A.B.; Mendes, S.L. & de Oliveira, M.M. 2008. *Leontopithecus chrysomelas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T40643A10347712. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2012).

1078. Kierulff, M.C.M.; Rylands, A.B.; Mendes, S.L. & de Oliveira, M.M. 2008. *Leontopithecus chrysopygus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11505A3290864. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11505A3290864.en>.

1079. Kierulff, M.C.M.; Rylands, A.B. & de Oliveira, M.M. 2008. *Leontopithecus rosalia*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11506A3287321.en>. (Acesso em 2012).

1080. Kierulff, M.C.M. & Rylands, A.B. 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, 59 (1): 29–44.

1081. Kierulff, M.C.M.; Santos, G.R.; Canale, G.R.; Carvalho, C.E.G.; Cassano, C.R.; Gouveia, P.S.; Gatto, C.A.F.R.; Araújo, M.; Vila Nova, P.; Marques, A.C.; Santos, P.S. & Pádua, J.C. 2005. **Avaliação das populações do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos*) e proposta de estratégia para manejo e conservação da espécie**. Relatório técnico. IESB (Instituto de Estudos Sócio-Ambientais



do Sul da Bahia) e CI (Conservation International do Brasil). 86p

1082. Kierulff, M.C.M.; dos Santos, G.R.; Canale, G.R. & Carvalho, C.E.G. 2008. *Cebus xanthosternos* Wied-Neuwied, 1826, p.756–758. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1083. Kierulff, M.C.M. 1993. **Levantamento das populações de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) e proposta de estratégia para conservação da espécie**. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais.

1084. Kierulff, M.C.M. 1993. Status and distribution of the golden lion tamarin in Rio de Janeiro. **Neotropical Primates**, 1 (4): 23–24.

1085. Kierulff, M.C.M. 2000. **Ecology and behaviour of translocated groups of Golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia***. Tese (Doutorado em Biologia). University of Cambridge.

1086. Kierulff, M.C.M. 2010. Invasive introduced golden-headed lion tamarins - a new threat to golden lion tamarins. **Tamarin Tales**, 10: 5–7.

1087. 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: 241–255.

1088. Kinas, P.G. 2002. The impact of incidental kills by gillnets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. **Bulletin Marine Science**, 70: 409–421.

1089. Kinzey, W.G. & Becker, M. 1983. Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. **Primates**, 24 (3): 337–343.

1090. Kinzey, W.G. 1981. The titi monkeys, genus *Callicebus*, p.241–276. In: Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Academia Brasileira de Ciências.

1091. Kinzey, W.G. 1982. Distribution of primates and forest refuges, p.455–482. In: Prance, G.T. (ed.). **Biological Diversification in the Tropics**. Columbia University Press.

1092. Kinzey, W.G. 1997. *Cebus*, p.460. In: Kinzey, W.G. (ed.). **New World Primates: Ecology, Evolution, and Behavior**. Aldine de Gruyter, New York.

1093. Kirkpatrick-Tanner, M.; Aeschlimann, C. & Anzerberger, G. 1996. Occurrence of infanticide within a capitive polyginus group of common marmoset, *Callithrix jacchus*. **Folia Primatologica**, 67: 52–58.

1094. Kleiman, D.G.; Hoage, R.J. & Green, K.M. 1988. The Lion Tamarins, genus *Leontopithecus*, p.610. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-Filho, A. & Fonseca, G.A. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Littera Macile Ltda.

1095. Kleiman, D.G. 1972. Social behavior of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and bush dog (*Speothos venaticus*): a study in contrast. **Journal of Mammalogy**, 53: 791–806.

1096. Klein, L.L. & Klein, D.B. 1977. Feeding behaviour of the Colombian spider monkey, p.153–182. In: Clutton-Brock, T.H. (ed.). **Primate Ecology: Studies of Feeding and Ranging Behaviour in Lemurs, Monkeys and Apes**. Academic Press.

1097. Klein, L.L. & Klein, D.J. 1976. Neotropical primates: aspects of *habitat* usage, population density, and regional distribution in La Macarena, Colombia, p.70–78. In: Thorington Jr., R.W. & Heltne, P.G. (eds.). **Neotropical Primates: Field Studies and Conservation**. National Academy of Sciences.

1098. Klingbeil, B.T. & Willig, M. R. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. **Journal of Applied Ecology**, 46: 203–213.



1099. Klinowska, M. 1991. **Dolphins, porpoises and whales of the world. The IUCN Red Data Book.** IUCN. viii+429p.
1100. Knopff, K.H.; Jalkotzy, M.G. & Boyce, M.S. 2010. Cougar management in North America: Canada, p.41–54. *In*: Hornocker, M.G. & Sharon, N. (eds.). **Cougar: ecology and conservation.** The University of Chicago Press.
1101. Knowlton, A.R.; Kraus, S.D. & Kenney, R.D. 1994. Reproduction in North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). **Canadian Journal of Zoology**, 72: 1297–1305.
1102. Kobayashi, S. & Langguth, A. 1999. A new species of titi monkeys, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 16 (2): 531–551.
1103. Kobayashi, S. 1995. A phylogenetic study of titi monkeys, genus *Callicebus*, based on cranial measurements: I. Phyletic groups of *Callicebus*. **Primates**, 36 (1): 101–120.
1104. Koehler, A.; Pereira, L.C.M.; Nicola, P.A.; Ângelo, A.C. & Weber, K.S. 2005. The Southern Muriqui, *Brachyteles arachnoides*, in the State of Paraná: Current Distribution, Ecology and the Basis for a Conservation Strategy. **Neotropical Primates**, 13 (suppl.): 67–72.
1105. Koehler, A.; Pereira, L.C.M. & Nicola, P.A. 2002. New locality for the woolly spider monkey, *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) in Paraná state and the urgency of strategies for conservation. **Estudos de Biologia**, 24 (49): 25–28.
1106. Koester, A.D.; Azevedo, C.R.; Vogliotti, A. & Duarte, J.M.B. 2008. Ocorrência de *Atelocynus microtis* (Sclater, 1882) na Floresta Nacional do Jamari, estado de Rondônia. **Biota Neotropica**, 8 (4): 231–234.
1107. Koester, A.D.; Azevedo, C.R.; Vogliotti, A. & Duarte, J.M.B. 2008. Occurrence of *Atelocynus microtis* (Sclater, 1882) in the Jamari National Forest, Rondonia state. **Biota Neotropica**, 8 (4): 231–234.
1108. Koiffmann, C.P. 1977. **Variabilidade cromossômica na família Cebidae (Primates, Platyrrhini).** Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade de São Paulo.
1109. Konecny, M.J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America, p.243–264. *In*: Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (eds.). **Advances in Neotropical Mammalogy.** Sandhill Crane Press.
1110. Konstant, W.R. & Rylands, A.B. 2013. Species accounts of *Ateles*, p.536–542. *In*: **Handbook of the Mammals of the World.** Lynx Edicions.
1111. Konstant, W.R. 1986. Illegal trade in golden-headed lion tamarins. **Primate Conservation**, 7: 29–30.
1112. Krell, F.T.; Branco, T. & Ziani, S. 2012. Case 3590. Case 3590 *Scarabaeus* Linnaeus, 1758, *Dynastes* MacLeay, 1819, SCARABAEINAE Latreille, 1802, and DYNASTINAE MacLeay, 1819 (Insecta, Coleoptera, SCARABAEOIDEA): proposed conservation of usage. **Bulletin of Zoological Nomenclature**, 69 (3): 182–190.
1113. Kreutz, K.; Fischer, F. & Linsenmair, K.E. 2012. Timber plantations as favourite *habitat* for giant anteaters. **Mammalia**, 72 (2): 137–142.
1114. Kreutz, K. 2007. **Timber plantations as favourite habitat for the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla* L., 1758) in northern Brazil.** University Würzburg, Würzburg, Germany. 89p.
1115. Kuhlmann, M. 1975. Adenda alimentar dos bugios. **Silvicultura em São Paulo**, 9: 57–62.
1116. Kulu, D.D. Deborah Duffield; Veomett, Iris & Sparkes, Robert S R.S. 1971. Cytogenetic Comparison of four species of cetaceans. **Journal of Mammalogy**, 52 (4): 828–832.



1117. Kunito, T.; Nakamura, S.; Ikemoto, T.; Anan, Y.; Kubota, R.; Tanabe, S.; Rosas, F.C.W.; Fillmann, G. & Readman, J.W. 2004. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, 49: 574–587.
1118. De la Sancha, N. & Teta, P. 2015. *Thylamys macrurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T21867A22173324. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T21867A22173324.en>. (Acesso em 2012).
1119. De La Torre, A.; Alonso, M. B.; Martínez, A.M.; Sanz, P.; Shen, L.; Reiner, E. J.; Lailson-Brito, J.; Torres, J.P.; Bertozzi, C.; Marigo, J.; Barbosa, L.; Cremer, M.; Secchi, E.; Malm, O.; Eljarrat, E. & Barceló, D. 2012. Dechlorane-related compounds in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from southeastern and southern coast of Brazil. **Environmental Science and Technology**, 46 (22): 12364–12372.
1120. Lacerda, A.C.R.; Tomas, W.M. & Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: Interactions with native mammals. **Animal Conservation**, 12 (5): 477–487.
1121. Lacerda, W.R. 2008. **Tamanho populacional, uso do habitat e impactos antrópicos sobre *Alouatta clamitans* (Primates, Atelidae) em um fragmento de Mata Atlântica no município de São Paulo (SP)**. Centro Universitário São Camilo. 80p.
1122. Lacher, T. E. 1981. The comparative social behavior of *Kerodon rupestris* and *Galea spixii* and the evolution of behavior in the Caviidae. **Bulletin of the Carnegie Museum of Natural History**, 17: 1–71.
1123. Lafortuna, C.L.; Jahoda, M.; Azzellino, A.; Saibene, F. & Colombini, A. 2003. Locomotor behaviours and respiratory pattern of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). **European Journal of Applied Physiology**, 90: 387–395.
1124. Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Azevedo-Silva, C.E.; Azevedo, A.F.; Vidal, L.G.; Zanelatto, R.C.; Lozinski, C.P.C.; Azeredo, A.; Fragoso, A.B.L.; Cunha, H.A.; Torres, J.P.M. & Malm, O. 2010. High organochlorine accumulation in blubber of *Guiana dolphin*, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. **Environmental Pollution**, 158: 1800–1808.
1125. Laist, D.W.; Knowlton, A.R.; Mead, J.G.; Collet, A.S. & Podesta, M. 2001. Collisions between ships and whales. **Marine Mammal Science**, 17 (1): 35–75.
1126. Lambertz, M. 2013. Notes on the original description of the maned three-toed sloth, *Bradypus torquatus* (Mammalia, Pilosa, Bradypodidae), by Johann Karl Wilhelm Illiger in 1811. **Bionomina**, 6: 49–51.
1127. Landis, M. & Talebi, M.G. 2014. **Hunting of the endangered southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*, Atelidae) in the last continuous remnant of Brazilian Atlantic Forest in São Paulo state, Brazil**. In: 25th Congress of the International Primatological Society, 2014, Hanoi. Abstract Book.
1128. Langguth, A. & Reis, M. 2008. *Kerodon acrobata*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136222A4261599. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136222A4261599.en>. (Acesso em 2012).
1129. Langguth, A.; Teixeira, D.M.; Mittermeier, R.A. & Bonvicino, C. 1987. The red-handed howler monkey in Northeastern Brazil. **Primate Conservation**, 8 (1): 36–39.
1130. Langguth, A. 1975. Ecology and evolution in the South American canids, In: Fox, M.W. (ed.). **The wild canids**. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
1131. Lapenta, M.J.; Procópio-de-Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M. & Motta-Júnior, J.C. 2003. Fruit exploitation by golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the Uniao Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ - Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67 (1): 41–46.



1132. Lapenta, M.J.; Procópio-de-Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M. & Motta-Júnior, J.C. 2008. Frugivory and seed dispersal of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766) in a forest fragment in the Atlantic Forest, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68 (2): 241–249.
1133. Lara, M.; Patton, J.L. & Hingst-Zaher, E. 2002. *Trinomys mirapitanga*, a new species of spiny rat (Rodentia: Echimyidae) from the Atlantic forest. **Mammalian Biology**, 67: 233–242.
1134. Lara-Ruiz, P.; Chiarello, A.G. & Santos, F.R. 2008. Extreme population divergence and conservation implications for the rare endangered Atlantic Forest sloth, *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). **Biological Conservation**, 141: 1332–1342.
1135. Lara-Ruiz, P. & Chiarello, A.G. 2005. Life-history traits and sexual dimorphism of the Atlantic Forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **Journal of Zoology**, 267: 63–73.
1136. Lara-Ruiz, P. 2004. **Tamanho corporal, dimorfismo sexual e diversidade genética da preguiça-de-coleira, *Bradypus torquatus* Illiger 1811 (Xenarthra: Bradypodidae), Brasil**. Dissertação (Mestrado Zoologia de Vertebrados). Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte. 107p.
1137. Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. **Mammalian Species**, 609: 1–5.
1138. Larson, S.E. 1997. Taxonomic re-evaluation of the jaguar. **Zoo Biology**, 16: 107–120.
1139. Lassier, S. & Wilson, D. E. *Lonchorhina aurita*. **Mammalian Species**, 347: 1–4.
1140. Laundré, J.W. & Hernández, L. 2010. What we know about pumas in Latin America, p.77–90. In: Hornocker, M.G. & Sharon, N. (eds.). **Cougar: ecology and conservation**. The University of Chicago Press.
1141. Lavandier, R.; Arêas, J.; Dias, P.S.; Taniguchi, S.; Montone, R.; de Moura, J.F.; Quinete, N.; Siciliano, S. & Moreira, I. 2015. An assessment of PCB and PBDE contamination in two tropical dolphin species from the Southeastern Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, 100: 23–44.
1142. Lázaro, M.; P., Lessa E. & Hamilton, H. 2004. Geographic genetic structure in the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*). **Marine Mammal Science**, 20 (2): 201–214.
1143. Lazure, L.; Bachand, M.; Ansseau, C. & Almeida-Cortez, J.S. 2010. Fate of native and introduced seeds consumed by captive white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari*, Link 1795 and *Pecari tajacu*, Linnaeus 1758) in Atlantic rainforest, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70 (1): 47–53.
1144. Leal, E.S.B.; Silva, D.Q.; Ramalho, D.F.; Miller, B.G.; PassosFilho, P.B.; Prado Neto, J.G.; Guerra, D.Q.; Moura, G.J.B.; Neves, R.M.L. & Telino-Junior, W.R. 2013. Extension of the geographical distribution of *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto and Sazima, 1983 (Chiroptera: Phyllostomidae): New record in northeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, 19 (2): 1220–1225.
1145. Leal, K.P.G. 2008. Mamíferos registrados em três unidades de conservação na serra do espinhaço: Parque Nacional da Serra do Cipó, Parque Nacional das Sempre Vivas, e Parque Estadual da Serra do Rola-Moça. **Sinapse Ambiental**, 5 (1): 40–50.
1146. Leal-Mesquita, E.R.; Yonenaga-Yassuda, Y.; Chu, T.H. & Rocha, P.L.B. 1992. Chromosomal characterization and comparative cytogenetic analysis of two species of *Proechimys* (Echimyidae, Rodentia) from the Caatinga domain of the State of Bahia, Brazil. **Caryologia**, 45 (2): 197–212.
1147. Leaper, R.; Cooke, J.; Trathan, P.; Reid, K.; Rowntree, V.J. & Payne, R. 2006. Global climate drives southern right whale (*Eubalaena australis*) population dynamics. **Biology Letters**, 2: 289–292.
1148. Leatherwood, S.; Reeves, R.R.; Perrin, W.F. & Evans, W.E. 1988. **Whales, dolphins, and porpoises of the Eastern North Pacific and adjacent Arctic waters: a guide to the identification**. Dover Publishing. 245p.



1149. Leatherwood, S. & Reeves, R.R. 1983. Fin Whale, p.52–56. *In*: Leatherwood, S. & Reeves, R.R. (eds.). **The Sierra Club handbook of whales and dolphins**. Sierra Club Books.
1150. Leatherwood, Stephen. 1996. **Distributional ecology and conservation status of river dolphins (*Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis*) in portions of the Peruvian Amazon**. Texas A & M University. 466p.
1151. Lees, A. & Peres, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, 22 (2): 439–449.
1152. Leeuwenberg, F.; Lara-Resende, S.; Rodrigues, F. H. G. & Bizerril, M. X. A. 1997. Home range, activity and *habitat* use of the pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* L., 1758 (Artiodactyla: Cervidae) in the Brazilian cerrado. **Mammalia**, 61 (4): 487–495.
1153. Leeuwenberg, F. & Lara-Resende, S. 1994. Ecologia de cervídeos na reserva ecológica do IBGE-DF: manejo e densidade de populações. **Caderno de Geociências**, 11: 89–95.
1154. Leeuwenberg, F. 1997. Edentata as a food resource: Subsistence hunting by Xavante Indians, Brazil. **Edentata**, 3 (1): 4–5.
1155. Lefebvre, L.W.; O'Shea, T.J.; Rathbun, G.B. & Best, R.C. 1989. Distribution, status, and biogeography of the West Indian manatee, p.567–610. *In*: Woods, A.C. (ed.). **Biogeography of the West Indies**. Sandhill Crane Press.
1156. Lehman, S.M. & Robertson, K.L. 1994. A preliminary survey of *Cacajao melanocephalus melanocephalus*. **International Journal of Primatology**, 15 (6): 927–934.
1157. Leiner, N.O.; Dickman, C.R. & Silva, W.R. 2010. Multiscale *habitat* selection by slender opossums (*Marmosops* spp.) in the Atlantic forest of Brazil. **Journal of Mammalogy**, 91 (3): 561–565.
1158. Leiner, N.O.; Setz, E.Z.F. & Silva, W.R. 2008. Semelparity and factors affecting the reproductive activity of the Brazilian slender opossum (*Marmosops paulensis*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 89 (1): 153–158.
1159. Leiner, N.O. & Silva, W.R. 2007. Seasonal variation in the diet of the Brazilian slender opossum (*Marmosops paulensis*) in a montane Atlantic forest area, Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 88: 158–164.
1160. Leiner, N.O. & Silva, W.R. 2007. Effects of resource availability on the use of space by the mouse opossum *Marmosops paulensis* (Didelphidae) in a montane Atlantic forest area in southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, 52: 197–204.
1161. Leipnitz, L.T.T. 2011. **Análise de microssatélites em roedores Sul americanos, tuco-tucos (Rodentia: Ctenomyidae) no Centro-oeste e Norte do Brasil**. Trabalho de conclusão de graduação, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
1162. Leite, M.R.P. 2000. **Relações entre a onça-pintada, onça-parda e moradores locais em três unidades de conservação da Floresta Atlântica do Estado do Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná. 84p.
1163. Leite Pitman, M.R.P.; Beck, H. & Velazco, P.M. 2003. Mamíferos terrestres y arbóreos de la selva baja de la Amazonia peruana: ente los rios Manu y Alto Purús, p.109–122. *In*: Leite Pitman, M.R.P.; Pitman, R.L. & Álvarez, P. (eds.). **Alto Purús: Biodiversidad, Conservación y Manejo**. Center for Tropical Conservation.
1164. Leite Pitman, M.R.P.; Nieto, F.V. & Davenport, L.C. 2003. Amenaza de enfermedades epidémicas a la conservación de carnívoros silvestres en la Amazonia peruana, p.227–231. *In*: Leite Pitman, M.R.P.; Pitman, R.L. & Álvarez, P. (eds.). **Alto Purús: Biodiversidad, Conservación y Manejo**. Center for



Tropical Conservation.

1165. Leite Pitman, M.R.P. & Williams, S.R.S. 2004. *Atelocynus microtis*. In: **IUCN Canid Action Plan**. IUCN.
1166. Leite Pitman, M.R.P. 1994. Levantamento das Espécies de Mamíferos Ameaçados de Extinção em uma reserva da Vera Cruz Florestal - Porto Seguro BA.
1167. Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Juscelinomys candango*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T10946A3228892. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T10946A3228892.en>. (Acesso em 2008).
1168. Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Phyllomys brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6978A12819182. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2013).
1169. Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Phyllomys lundii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136400A4286789. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136400A4286789.en>. (Acesso em 2013).
1170. Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Phyllomys thomasi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6989A12820788. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T6989A12820788.en>. (Acesso em 2013).
1171. Leite, Y.L.R.; Lóss, S. & Costa, L.P. 2008. *Phyllomys unicolor* (Wagner, 1842), p.830–831. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1172. Leite, Y.L.R.; Lóss, S.; Rego, R.P.; Costa, L.P. & Bonvicino, C.R. 2007. The rediscovery and conservation status of the Bahian giant tree rat *Phyllomys unicolor* (Mammalia: Rodentia: Echimyidae) in the Atlantic forest of Brazil. **Zootaxa**, 1638: 51–57.
1173. Leite, Y.L.R. 2003. Evolution and Systematics of the Atlantic tree rats, Genus *Phyllomys* (Rodentia, Echimyidae), with Description of two new species. **Zoology**, 132: 1–115.
1174. Leite, Y.R.L. & Patterson, B. 2008. *Phyllomys unicolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6990A12820944. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T6990A12820944.en>. (Acesso em 2013).
1175. Leite-Pitman, M.R.P. & Williams, R.S.R. 2011. *Atelocynus microtis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T6924A12814890. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T6924A12814890.en>.
1176. Lemos de Sá, R.M. & Glander, K.E. 1993. Capture techniques and morphometrics for the woolly spider monkey, or muriqui (*Brachyteles arachnoides*, E. Geoffroy 1806). **American Journal of Primatology**, 29: 145–152.
1177. Lemos de Sá, R.M.; Pope, T.R.; Glander, K.E.; Struhsaker, T.T. & Fonseca, G.A.B. 1990. A pilot study of genetic and morphological variation in the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). **Primate Conservation**, 11: 26–30.
1178. Lemos, F.G.; Azevedo, F.C.; Costa, H.C.M. & May Junior, J.A. 2011. Human threats to hoary and crab-eating foxes in central Brazil. **Canid News**, 14 (2): 1–6.
1179. Lemos, F.G. & Azevedo, F.C. 2009. *Lycalopex vetulus* (Lund, 1842), p.61. In: Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M. & Sugieda, A.M. (eds.). **Fauna Ameaçada de Extinção no estado de São Paulo – Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo/Secretaria do Meio Ambiente.



1180. Lemos, F.G.; Facure, K.G. & Azevedo, F.C. 2011. Comparative ecology of the hoary fox and the crab-eating fox in a fragmented landscape in the Cerrado biome at central Brazil, p.143–160. *In*: Rosalino, L.M. & Gheler-Costa, C. (eds.). **Middle-Sized Carnivores in Agricultural landscapes**. Nova Science Publishers, Inc.
1181. Lemos, F.G. & Facure, K.G. 2011. Seasonal variation in foraging group size of crab-eating foxes and hoary foxes in the Cerrado biome, Central Brazil. **Mastozoología Neotropical**, 18 (2): 239–245.
1182. Lemos, H.M. & Gonçalves, P.R. 2015. Dinâmica populacional de *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa & Gonçalves, 2011 (Rodentia: Cricetidae), uma espécie endêmica de restingas. **Oecologia Australis**, 19 (1): 95–113.
1183. Lemos, H.M.; Silva, C.A.O.; Patiu, F.M. & Gonçalves, P.R. 2015. Barn Owl pellets (Aves: *Tyto furcata*) reveal a higher mammalian richness in the Restinga de Jurubatiba National Park, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 15 (2): 1–9.
1184. Lernould, J.M.; Kierulff, M.C.M. & Canale, G. 2012. Yellow-breasted capuchin *Cebus xanthosternos*: support by zoos for its conservation – a success story. **International Zoo Yearbook**, 46: 71–79.
1185. Lessa, L.G.; Costa, B.M.A.; Rossoni, D.M.; Tavares, V.C.; Dias, L.G.; Moraes Júnior, E.A. & Silva, J.A. 2008. Mamíferos da cadeia do Espinhaço: riqueza, ameaças e estratégias para conservação. **Megadiversidade**, 4 (1-2): 218–232.
1186. Leuchtenberger, C. & Mourão, G. 2008. Social Organization and Territoriality of Giant Otters (Carnivora: Mustelidae) in a Seasonally Flooded Savanna in Brazil. **Sociobiology**, 52 (2): 257–270.
1187. Leuchtenberger, C. & Mourão, G. 2009. Scent-marking of giant otter in the southern Pantanal, Brazil. **Ethology**, 115: 210–216.
1188. Levacov, D.; Jerusalinsky, L. & Fialho, M.S. 2011. Levantamento dos primatas recebidos em Centros de Triagem e sua relação com o tráfico de animais silvestres no Brasil, p.281–305. *In*: Melo, F.R. & Mourthé, I. (eds.). **A primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
1189. Lima Borges, P.A. & Tomás, W.M. 2004. **Guia de Rastros e Outros Vestígios de Mamíferos do Pantanal**. Embrapa Pantanal. 148p.
1190. Lima, D. S. & Marmontel, M. 2006. **Ameaças às ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) decorrentes do crescimento populacional e reocupação de áreas de ocorrência histórica na Reserva Amanã, Amazonas**. *In*: VII Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina. Anais. Ilhéus – BA.
1191. Lima, E.S.; DeMatteo, K.E.; Jorge, R.S.P.; Jorge, M.L.S.P.; Dalponte, J.C.; Lima, H.S. & Klorfine, S.A. 2012. First telemetry study of bush dogs: home range, activity, and *habitat* selection. **Wildlife Research**, 39 (6): 512–519.
1192. Lima, E.S.; Jorge, M.L.S.P.; Jorge, R.S.P. & Morato, R.G. 2014. The bush dog *Speothos venaticus*: area requirement and *habitat* use in cultivated lands. **Oryx**, 49: 1–7.
1193. Lima, E.S.; Jorge, R.S.P. & Dalponte, J.C. 2009. Habitat use and diet of bush dogs, *Speothos venaticus*, in the Northern Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Mammalia**, 73: 13–19.
1194. Lima, F.S.; Silva, I.C.; Martins, C.S. & Valladares-Padua, C.B. 2003. On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil. **Neotropical Primates**, 11 (2): 76–77.
1195. Lima, M.C. 2008. Glândula mamária do mocó (*Kerodon rupestris* - Wied Neuwied, 1820):



aspectos morfológicos. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, 45: 88–93.

1196. Lima, M.M.C. & Seuánez, H.N. 1989. Cytogenetic characterization of *Alouatta belzebul* with atypical pelage coloration. **Folia Primatologica**, 52: 97–101.

1197. Lima, R.B.; Oliveira, P.A. & Chiarello, A.G. 2010. Diet of the thin-spined porcupine (*Chaetomys subspinosus*), an Atlantic forest endemic threatened with extinction in southeastern Brazil. **Mammalian Biology**, 75 (6): 538–546.

1198. Lima, R.P.; Alvite, C.M.C. & Vergara-Parente, J.E. 2007. **Protocolo de Reintrodução de Peixes-bois marinhos no Brasil**. Edições IBAMA. 62p.

1199. Lima, R.P.; Paludo, D.; Soavinski, R.J.; Silva, K.G. & Oliveira, E.M.A. 2011. Levantamento da distribuição, ocorrência e status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758) no litoral nordeste do Brasil. **Natural Resources, Aquidabã**, 1 (2): 41–57.

1200. Lima, S.D. 2009. **Ocorrência de ariranhas *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) e interferências antrópicas à espécie no lago Amanã, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas**. Dissertação (Mestrado). Fundação Universidade Federal do Amapá. 58p.

1201. Linardi, P.C. & Guimarães, L.R. 2000. **Sifonápteros do Brasil**. Museu de Zoologia da USP.

1202. Linares, O.J. 1967. **El perro de monte, *Speothos venaticus* (Lund), en el norte de Venezuela (Canidae)**. La Salle. 83-86p.

1203. Linares, O.J. 1998. **Mamíferos de Venezuela**. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela. 681p.

1204. Link, A. & Di Fiore, A. 2006. Seed dispersal by spider monkeys and its importance in the maintenance of neotropical rain-forest diversity. **Journal of Tropical Ecology**, 22 (3): 235–246.

1205. Link, A. 2003. Insect-eating by spider monkeys. **Neotropical Primates**, 11 (2): 104–407.

1206. Lodi, L. & Capistrano, L. 1990. Capturas acidentais de pequenos cetáceos no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. **Biotemas**, 3 (1): 47–65.

1207. Lodi, L.; Siciliano, S. & Bellini, C. 1996. Ocorrências e conservação de baleias-francas-do-sul, *Eubalaena australis*, no litoral do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, 39 (17): 307–328.

1208. Lodi, L.F. & Bergallo, H.G. 1984. Presença da Baleia-Franca (*Eubalaena australis*) no litoral brasileiro. **Boletim Fundação Brasileira Para a Conservação da Natureza**, 19: 157–163.

1209. Logan, K.A. & Sweanor, L.L. 2001. **Desert Puma: evolutionary ecology and conservations of an enduring carnivore**. Island Press. 448p.

1210. Lokschin, L.X.; Printes, R.C.; Cabral, J.N.H. & Buss, G. 2007. Power lines and howler conservation in Porto Alegre, RS, Brazil. **Neotropical Primates**, 14 (2): 76–80.

1211. Lönnberg, E. 1940. Notes on some members of the genera *Lagothrix* and *Ateles*. **Arkiv för Zoologi**, 32 (25): 1–14.

1212. Lopes, C.M. & Freitas, T.R. 2012. Human impact in naturally patched small populations: genetic structure and conservation of the burrowing rodent, tuco-tuco (*Ctenomys lami*). **Journal of Heredity**, 103 (5): 672–681.

1213. Lopes, C.M. 2007. **Filogeografia de *Ctenomys minutus* (Rodentia: Ctenomyidae)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 79p.



1214. Lopes, M.A.; Ferrari, S.F.; Veiga, L.M. & Silva Júnior, J.S. 2008. *Chiropotes utahicki* Herskovitz 1985, p.778–780. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1215. Lopes, M.A. & Ferrari, S.F. 1996. Preliminary observations on the Ka'apor Capuchin (*Cebus kaapori* Queiroz 1992) from eastern Brazilian Amazonia. **Biological Conservation**, 76: 321–324.
1216. Lopes, M.A. & Ferrari, S.F. 2000. Effects on human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, 14 (6): 1658–1665.
1217. Lopes, M.A. 1993. **Conservação do Cuxiú-preto, *Chiropotes satanas satanas* (Cebidae: Primates) e de outros mamíferos na Amazônia Oriental**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Pará.
1218. Lopes, M.A.O.A. & Rehg, J.A. 2003. Observation of *Callimico goeldii* with *Saguinus imperator* in the Serra do Divisor National Park, Acre, Brazil. **Neotropical Primates**, 11 (3): 181–183.
1219. Loretto, D. & Rajão, H. 2005. Novos registros de primatas no Parque Nacional do Itatiaia, com ênfase em *Brachyteles arachnoides* (Primates, Atelidae). **Neotropical Primates**, 13 (2): 28–30.
1220. Lorini, M.L. & Persson, V.G. 1990. Nova espécie de *Leontopithecus* Lesson, 1840, do sul do Brasil (Primates, Callitrichidae). **Boletim do Museu Nacional. Nova Série Zoologia**, 338: 1–14.
1221. Lorini, M.L. & Persson, V.G. 1994. Status of field research on *Leontopithecus caissara*: The Black-Faced Lion Tamarin Project. **Neotropical Primates**, 2 (52): 55.
1222. Loss, A.C. & Leite, Y.L.R. 2011. Evolutionary diversification of *Phyllomys* (Rodentia: Echimyidae) in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, 92 (6): 1352–1366.
1223. Lottker, P.; Huck, M.; Heymann, E.W. & Heistermann, M. 2004. Endocrine correlates of reproductive status in breeding and nonbreeding wild female moustached tamarins. **International Journal of Primatology**, 25 (4): 919–937.
1224. Loveridge, A.J.; Wang, S.W.; Frank, L.G. & Seidensticker, J. 2010. People and wild felids: conservation of cats and management of conflicts, p.161–195. In: Macdonald, D.W. & Loveridge, A.J. (eds.). **Biology and Conservation of Wild Felids**. Oxford University Press.
1225. Lucas, P.W.; Copes, L.; Constantino, P.J.; Vogel, E.R.; Chalk, J. & Talebi, M. 2012. Measuring the toughness of primate foods and its ecological value. **International Journal of Primatology**, 33 (3): 598–610.
1226. Lucherini, M.; Eizirik, E.; de Oliveira, T.; Pereira, J. & Wallace, R. 2015. ***Leopardus colocolo*, Molina 1782**. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T15309A50656743. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T15309A50656743.en>. (Acesso em 2015).
1227. Lucherini, M.; Luengos Vidal, E. & Merino, M.J. 2008. How rare is the rare Andean cat? **Mammalia**, 72: 95–101.
1228. Lucherini, M.; Reppucci, J.I.; Walker, R.S.; Villalba, M.L.; Wurstten, A.; Gallardo, G.; Iriarte, A.; Villalobos, R. & Perovic, P. 2009. Activity patterns segregation of carnivores in the high Andes. **Journal of Mammalogy**, 90 (4): 1404–1409.
1229. Lucherini, M.; Soler, L. & Luengos Vidal, E. 2004. A preliminary revision of knowledge status of felids in Argentina. **Mastozoología Neotropical**, 11 (1): 7–17.
1230. Ludwig, G.; Aguiar, L.M. & Rocha, V.J. 2005. Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigratus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do



Estado do Paraná. **Neotropical Primates**, 13 (2): 12–18.

1231. Ludwig, G. 2011. **Padrão de atividade, Hábito alimentar, Área de vida e Uso do espaço do mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson 1990) (Primates, Callitrichidae) no Parque Nacional do Superagui, Guaraqueçaba, Estado do Paraná.** Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná. 146p.

1232. Luna, F.O.; Bonde, R.K.; Attademo, F.L.N.; Saunders, J.W.; Meigs-Friend, G.; Passavante, J.Z.O. & Hunter, M.E. 2012. Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in northeast Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 22(5), 665-672.

1233. Luna, F.O.; Lima, R.P.; Araujo, J.P. & Passavante, J.Z.O. 2008. Status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, 10: 145–154.

1234. Luna, F.O.; Lima, R.P.; Araujo, J.P.; Pessanha, M.M.; Soavinski, R.J. & Passavante, J.Z.O. 2008. Captura e utilização do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral norte do Brasil. **Biotemas**, 21 (1): 115–123.

1235. Luna, F.O. & Passavante, J.Z.O. 2010. **Projeto Peixe-boi/ICMBio. 30 Anos de Conservação de uma Espécie Ameaçada.** Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 108p.

1236. Luna, F.O. 2013. **Population genetics and conservation strategies for the West Indian manatee (*Trichechus manatus* Linnaeus, 1758) in Brazil.** Tese (Doutorado em Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco. 237p.

1237. Luz, J.S.; Costa, L.M.; Lourenço, E.C. & Esbérard, C.E.L. 2011. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 11 (1): 95–101.

1238. Lynch, J.W. & Rímoli, J. 2000. Demography of a group of tufted capuchin monkeys (*Cebus apella nigrilus*) at the Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, 8 (1): 44–49.

1239. Lynch-Alfaro, J.W.; Boubli, J.P.; Paim, F.P.; Ribas, C.C.; Silva, M.N.; Messias, M.R.; Röhe, F.; Mercês, M.P.; Silva Júnior, J.S.; Silva, C.R.; Pinho, G.; Koshkarian, G.; Nguyen, M.T.T.; Harada, M.L.; Rabelo, R.M.; Queiroz, H.L.; Alfaro, M.E. & Farias, I.P. 2014. Biogeography of squirrel monkeys (genus *Saimiri*): South-central Amazon origin and rapid pan-Amazonian diversification of a lowland primate. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 82: 436-454.

1240. Macdonald, D.W.; Loveridge, A.J. & Rabinowitz, A.R. 2010. Felid futures: crossing disciplines, borders and generations, p.599–649. In: Macdonald, D.W. & Loveridge, A.J. (eds.). **Biology and Conservation of Wild Felids.** Oxford University Press.

1241. Macdonald, D.W. 1996. Social behaviour of captive bush dogs (*Speothos venaticus*). **Journal of Zoology (London)**, 239: 525–543.

1242. Macedo, L.S.M.; Azevedo, R.B. & Pinto, F. 2010. Área de vida, uso do *habitat* e padrão de atividade do tamanduá-bandeira na savana de Boa Vista, Roraima, p.585–601. In: Barbosa, R.I. & Melo, V. (eds.). **Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia.** FEMACT.

1243. Macedo, L.S.M. 2008. **Área de vida, atividade, uso de *habitat* e padrões hematológicos de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus 1758) nas savanas periurbanas de Boa Vista, Roraima.** Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Roraima, Boa Vista. 85p.

1244. Machado, A.B.M.; Martins, C.S. & Drummond, G.M. 2005. **Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Incluindo as Listas das Espécies Quase Ameaçadas e Deficientes em Dados).** Fundação Biodiversitas. 160p.



1245. Machado, A.Z.; Murer, L.; Costa, F.M.; Steinberg, E.R.; Lovato, M.; Mudry, M.D.; Bicca-Marques, J.C. & Fortes, V.B. 2014. **Biometria de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans*) de vida livre no município de Santa Maria, RS.** In: Caderno de resumos do XXX Congresso Brasileiro de Zoologia. Sociedade Brasileira de Zoologia. Porto Alegre.
1246. Machado, L.F.; Passaia, M.H.; Rodrigues, F.P.; Peters, F.B.; Sponchiado, J.; Valiati, V.H. & Christoff, A.U. 2015. Molecular phylogenetic position of endangered *Wilfredomys* within Sigmodontinae (Cricetidae) based on mitochondrial and nuclear DNA sequences and comments on Wiedomyini. **Zootaxa**, 3986: 421–434.
1247. Machado, R.B.; Ramos-Neto, M.B.; Pereira, P.G.P.; Caldas, E.F.; Gonçalves, D.A.; Santos, N.S.; Tabor, K. & Steininger, M. 2004. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro.** Relatório técnico. Conservação Internacional. 26p.
1248. Machado, R.Z.; Duarte, J.M.B.; Dagnone, A.S. & Szabó, M.P.J. 2006. Detection of *Ehrlichia chaffeensis* in Brazilian marsh deer (*Blastocerus dichotomus*). **Veterinary Parasitology**, 139: 262–266.
1249. Machado, R.Z.; Szabó, M.P.J.; Duarte, J.M.B. & Kuchiishi, S.S. 2001. Frequência de anticorpos anti-Babesia bigemina e anti-B. bovis em soros de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) da região de alagamento da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, In: Duarte, J.M.B. (ed.). **O Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) de Porto Primavera: Resultado de dois anos de pesquisa. Relatório técnico.** FUNEP/CESP.
1250. Machado, S. 2011. **Filogeografia do bugio ruivo, *Alouatta guariba* (Primates, Atelidae).** Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 43p.
1251. Magalhães, M.A.F. 2008. **O trato retino-hipotalâmico no mocó (*Kerodon rupestris*): um estudo de traçado anterógrado com a subunidade B da toxina colérica.** Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 93p.
1252. Magnusson, W.E.; Best, R.C. & da Silva, V.M.F. 1980. Number and behaviour of Amazon dolphin, *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in the Rio Solimões, Brasil. **Aquatic Mammals**, 8: 27–32.
1253. Mallinson, J.J.C. 1984. Golden-headed lion tamarin contraband a major conservation problem. **IUCN/SSC Primate Specialist Group Newsletter**, 4: 23–25.
1254. Manaf, P.; Brito-Gitirana, L.D. & Oliveira, E.S. 2003. Evidence of chemical communication in the spiny rat *Trinomys yonenagae* (Echimyidae): anal scent gland and social interactions. **Canadian Journal of Zoology**, 81 (7): 1138–1143.
1255. Manaf, P. 2000. **Comportamento social de *Proechimys yonenagae* (Rodentia: Echimyidae) em cativeiro.** Tese (Doutorado em neurociências e Comportamento). Universidade de São Paulo.
1256. Manfredi, C.; Lucherini, M.; Canepuccia, A.D. & Casanave, E.B. 2004. Geographical variation in the Diet of Geoffroy's Cat (*Oncifelis geoffroyi*) in Pampas Grassland of Argentina. **Journal of Mammalogy**, 85: 1111–1115.
1257. Manfredi, C.; Lucherini, M.; Soler, L.; Baglioni, J.; Vidal, E.L. & Casanave, E.B. 2011. Activity and movement patterns of Geoffroy's cat in the grasslands of Argentina. **Mammalian Biology**, 76: 313–319.
1258. Manfredi, C.; Soler, L.; Lucherini, M. & Casanave, E.B. 2006. Home range and *habitat* use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in a wet grassland in Argentina. **Journal of Zoology**, 268: 381–387.
1259. Manzani, P.R. & Monteiro-Filho, E.L.A. 1989. Notes on the food habits of the jaguarundi, *Felis yagouaroundi* (Mammalia: Carnivora). **Mammalia**, 53: 659–660.



1260. Manzatti, L. & Oliveira, M.F. 1996. **Nova área de ocorrência do sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita*) no estado de São Paulo.** In: XXI Congresso Brasileiro de Zoologia. Sociedade Brasileira de Zoologia. Anais. Porto Alegre, RS.
1261. Marcelino, M. & Marini-Filho, O. 2003. Grupo de Trabalho para a Conservação de *Callicebus barbarabrownae* e *Callicebus coimbrai*. **Neotropical Primates**, 11 (3): 194–195.
1262. Marcgrave, J. 1648. **Historae Rerum Naturalium Brasiliae.** Historia N ed. São Paulo, Imprensa Oficial. 293p.
1263. Margarido, T.C.C. & Braga, F.G. 2004. Mamíferos, p.27–142. In: Mikich, S.B. & Bérnills, R.S. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná.** Instituto Ambiental do Paraná.
1264. Margarido, T.C.M. 2001. **Aspectos da História Natural de *Tayassu pecari* (Link, 1795) (*Artiodactyla*, *Tayassuidae*) no Estado do Paraná, Sul do Brasil.** Universidade Federal do Paraná. 109p.
1265. Maria, S.L.S. 2013. **Efeito da conversão de floresta amazônica em plantação de palma de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.) sobre a fauna de mamíferos de médio e grande porte.** Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi.
1266. Marinho, J.R. & Freitas, R.O. 2006. Population structure of *Ctenomys minutus* (Rodentia, Ctenomyidae) on the coastal plain of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Theriologica**, 51 (1): 53–59.
1267. Marinho-Filho, J. & Bezerra, A.M.R. 2008. *Juscelinomys candango* Moojen, 1965, p.834–835. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1268. Marinho-Filho, J.; Bonvicino, C. & Vieira, E. 2008. *Thalpomys cerradensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21694A9309489.en>. (Acesso em 2013).
1269. Marinho-Filho, J.; Bonvicino, C. & Vieira, E. 2008. *Thalpomys lasiotis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21695A9309625. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2013).
1270. Marinho-Filho, J.; Guimarães, M.; Reis, M.L.; Rodrigues, F.; Torres, O. & Almeida, G. 1997. The discovery of the Brazilian three-banded armadillo in the Cerrado of Central Brazil. **Edentata**, 3: 11–13.
1271. Marinho-Filho, J. & Medri, Í.M. 2008. *Priodontes maximus* (Kerr, 1792), p.707–709. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1272. Marinho-Filho, J. & Reis, M.L. 2008. *Tolypeutes tricinctus* Linnaeus, 1758, p.709–710. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1273. Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F.H.G.; Guimaraes, M.M. & Reis, M.L. 1998. Os mamíferos da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF, p.34–63. In: Marinho Filho, J. (eds.). **Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas. História natural e ecologia de um fragmento de cerrado do Brasil Central.** GDF, SEMACT, IBAMA.
1274. Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F.H.G. & Juarez, K.M. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology and natural history, p.266–284. In: Oliveira, P. & Marques, R. (eds.). **The Cerrados of Brazil.** Columbia University Press.
1275. Marinho-Filho, J. & Sazima, I. 1998. Brazilian bats and conservation biology. A first survey, p.282–294. In: Kunz, T.H. & Racey, P.A. (eds.). **Bat Biology and Conservation.** Smithsonian Institution Press.



1276. Marinho-Filho, J. & Vieira, E. 2010. *Microakodontomys transitorius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T136468A4295568. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T136468A4295568. (Acesso em 2012).
1277. Marini-Filho, O.J. & Guimarães, M.M. 2010. Comportamento sexual de tatu-bola (Dasypodidae). **Edentata**, 11 (1): 76–77.
1278. Marmontel, M.; Odell, D.K. & Reynolds III, J.E. 1992. Reproductive biology of South American manatees, p.295–312. In: Hamlett, W.C. (ed.). **Reproductive Biology of South American Vertebrates**. Springer-Verlag Inc.
1279. Marmontel, M. 1995. Age and Reproduction in Female Florida Manatees, p.98–119. In: O'shea, T.J.; Ackerman, B.B. & Percival, F. (eds.). **Population Biology of the Florida Manatee**. National Biological Service Information and Report 1.
1280. Marmontel, M. 2008. *Trichechus inunguis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T22102A9356406. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22102A9356406.en>. (Acesso em 2015).
1281. Marón, C.F.; Beltramino, L.; Di Martino, M.; Chirife, A.; Seger, J.; Uhart, M.; Sironi, M. & Rowntree, V.J. 2015. Increased Wounding of Southern Right Whale (*Eubalaena australis*) Calves by Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at Península Valdés, Argentina. **PLoS ONE**, 10 (10): e0139291.
- 1282/1283. Marques, A.A.B.; Fontana, C.S.; Vélez, E.; Bencke, G.A.; Schneider, M. & Reis, R.E. 2002. **Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Decreto nº 41.672, de 10 de junho de 2002. **FZB/MCT-PUCRS/PANGEA**, Porto Alegre. 52p.
1284. Marques, A.A.B. 2003. Primatas, p.499–506. In: Fontana, C.S.; Bencke, G.S. & Reis, R.E. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS.
1285. Marques, E.L.N.; Beltrão-Mendes, R. & Ferrari, S.F. 2013. Primates, Pitheciidae, *Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990: New localities for the critically endangered titi monkey in the São Francisco basin, state of Sergipe, Brazil. **Check List**, 9 (1): 113–115.
1286. Marques, R.M. 2004. **Diagnóstico das populações de aves e mamíferos cinegéticos do Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 164p.
1287. Marroig, G.; Cropp, S. & Cheverud, J.M. 2004. Systematics and evolution of the *jacchus* group of marmosets (Platyrrhini). **American Journal of Physical Anthropology**, 123: 11–22.
1288. Marroig, G. & Sant'anna, A.B.C. 2001. The occurrence of muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in the Itatiaia National Park, Brazil. **Neotropical Primates**, 9 (2): 75.
1289. Marsh, H; & Lefebvre, L.W. 1994. Sirenian status and conservation efforts. **Aquatic Mammals**, 20: 155–170.
1290. Marshall, C.D.; Maeda, H.; Iwata, M.; Furuta, M.; Asano, M.; Rosas, F.C.W. & Reep, R.L. 2003. Orofacial morphology and feeding behaviour of the dugong, Amazonian, west African and antillean manatees (Mammalia: Sirenia): functional morphology of the muscular-vibrissal complex. **Journal of Zoology**, 259 (3): 245–260.
1291. Marsili, L.; Fossi, M.C.; Notarbartolo Di Sciara, G.; Zanardelli, M.; Nani, B.; Panigada, S. & Focardi, S. 1998. Relationship between organochlorine contaminants and mixed function oxidase activity in skin biopsy specimens of Mediterranean fin whales (*Balaenoptera physalus*). **Chemosphere**, 37 (8): 1501–1510.
1292. Martin, A R; Silva, V M F & Rothery, P. 2008. Object carrying as socio-sexual display in an



aquatic mammal. **Biology Letters - Animal Behaviour**, 4: 243–245.

1293. Martin, A.R.; da Silva, V.M.F. & Salmon, D.L. 2004. Riverine *habitat* preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the Central Amazon. **Marine Mammal Science**, 20 (2): 189–200.

1294. Martin, A.R. & da Silva, V.M.F. 2004. River dolphin and flooded forest: seasonal *habitat* use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. **Journal of Zoology**, 263 (3): 295–305.

1295. Martin, A.R. & Da Silva, V.M.F. 2006. Sexual dimorphism and body scarring in the boto (Amazon river dolphin) *Inia geoffrensis*. **Marine Mammal Science**, 22: 25–33.

1296. Martinez, R.A.; Giudice, A.; Szapkievich, V.B.; Ascunce, M.S.; Nieves, M.; Zunino, G. & Mudry, M.D. 2002. Parameters modeling speciation process in *Cebus apella* (Primates: Platyrrhini) from Argentina. **Mastozoología Neotropical**, 9: 171–186.

1297. Martínez-Aguero, M.; Flores-Ramírez, S.; Ruiz-García, M.; Martínez-Agüero, M & Ruiz-García, M. 2006. First report of major histocompatibility complex class II loci from the Amazon pink river dolphin (genus *Inia*). **Genetics and Molecular Research - GMR**, 5 (3): 421–431.

1298. Martins, B.M.L. 2015. **A pesca e os botos: percepção dos pescadores e análise das capturas acidentais de pequenos cetáceos no estuário amazônico**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade). Universidade Estadual de Santa Cruz, BA.

1299. Martins, E.S.; Ayres, J.M. & do Valle, M.B.R. 1988. On the status of *Ateles belzebuth marginatus* with notes on the other primates of the Iri river basin. **Primate Conservation**, 9: 87–91.

1300. Martins, E.S.; Schneider, H. & Leão, V.F. 1987. Syntopy and troops association between *Callithrix* and *Saguinus* from Rondônia, Brazil. **International Journal of Primatology**, 8 (5): 527.

1301. Martins, M.M. & Galetti, P.M. 2011. Informative microsatellites for genetic population studies of black-faced lion tamarins (*Leontopithecus caissara*). **Genetics and Molecular Biology**, 34: 173–175.

1302. Martins, M.M.; Nascimento, A.T.A.; Nali, C.; Velastin, G.O.; Mangini, P.B.; Valladares-Padua, C.B. & Galetti Jr., P.M. 2011. Genetic Analysis Reveals Population Structuring and a Bottleneck in the Black-Faced Lion Tamarin (*Leontopithecus caissara*). **Folia Primatologica**, 82 (4-5): 197–211.

1303. Martins, M.M.; Nascimento, A.T.A.; Nali, C.; Velastin, G.O.; Mangini, P.B.; Valladares-Padua, C.B. & Galetti Jr., P.M. 2015. A test for sex-biased dispersal in the black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*): inferences from microsatellite markers. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 50 (1): 14–20.

1304. Martins, M.M. & Setz, E.Z.F. 2000. Diet of buffy-tufted-eared marmosets (*Callithrix aurita*) in a forest fragment in South-eastern Brazil. **International Journal of Primatology**, 21 (3): 467–476.

1305. Martins, M.M. 1998. Feeding ecology of *Callithrix aurita* in a fragment of Minas Gerais. **Neotropical Primates**, 6 (4): 126–127.

1306. Martins, M.M. 1999. **Forrageio sobre formigas de correição por *Callithrix aurita*: ocorrência sazonal?** p.66. In: Livro de Resumos do IX Congresso Brasileiro de Primatologia. Santa Teresa, ES. Sociedade Brasileira de Primatologia.

1307. Martins, M.M. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo. **Biodiversity and Conservation**, 14 (10): 2321–2329.

1308. Martins, M.M. 2006. Comparative seed dispersal effectiveness of sympatric *Alouatta guariba* and



Brachyteles arachnoides in Southeastern Brazil. **Biotropica**, 38 (1): 57–63.

1309. Martins, R.; Quadros, J. & Mazzolli, M. 2008. Food habits and anthropic interference on the territorial marking activity of *Puma concolor* and *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) and other carnivores in the Jureia-Itatins Ecological Station, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25 (3): 427–435.

1310. Martins, S.S.; Lima, E.M.; Silva, S.S.B. & Silva-Júnior, J.S. 2005. Predation of a bearded saki (*Chiropotes utahicki*) by a harpy eagle (*Harpia harpyja*). **Neotropical Primates**, 13 (1): 7–10.

1311. Martins, S.S.; Sanderson, J.G. & Silva-Júnior, J.S. 2007. Monitoring mammals in the Caxiuanã National Forest, Brazil – first results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) Program. **Biodiversity and Conservation**, 16: 857–870.

1312. Martins, T.K. 2011. **Determinantes ecológicos do risco de extinção: abundância local, amplitude de nicho, capacidade de dispersão e a resposta das espécies de pequenos mamíferos à fragmentação florestal no Planalto Atlântico Paulista**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.

1313. Martins, W.P.; Gonçalves, P.O. & Garcia, Q.S. 2003. **Germinação de sementes de algumas espécies dispersadas por muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) na RPPN Feliciano Miguel, Caratinga**, p.213. In: II Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Anais.

1314. Martins, W.P. & Strier, K.B. 2004. Age at First Reproduction in Philopatric Female Muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). **Primates**, 45 (1): 63–67.

1315. Martins, W.P. 2005. **Distribuição geográfica e Conservação do Macaco-Prego-de-Crista, *Cebus robustus***. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais.

1316. Martins, W.P. 2008. *Cebus robustus* Kuhl, 1820, p.754–755. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1317. Martins, W.P. 2010. **Densidade Populacional e Ecologia de um grupo macaco-prego-de-crista (*Cebus robustus*, Kuhl, 1820) na Reserva Natural Vale**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais.

1318. Martins-Hatano, F.; Gettinger, D.; Manhães, M.L. & Bergallo, H.G. 2012. Morphometric variations of laelapine mite (Acari: Mesostigmata) populations infesting small mammals (Mammalia) in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 72: 595–603.

1319. Martins-Hatano, F.; Raíces, D.S.L.; Gazeta, G.S.; Serra-Freire, N.M.; Gettinger, D. & Bergallo, H.G. 2011. Community composition of laelapine mites (Acari: Laelapidae) associated with the nests and fur of *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842). **Journal of Natural History**, 45: 1679–1688.

1320. Martuscelli, P.; Petroni, L.M. & Olmos, F. 1994. Fourteen new localities for the muriqui (*Brachyteles arachnoides*). **Neotropical Primates**, 2 (2): 12–15.

1321. Martuscelli, P. & Rodrigues, M.G. 1992. Novas populações do mico-leão caíçara, *Leontopithecus caissara* (Lorini & Persson, 1990) no sudeste do Brasil (Primates-Callitrichidae). **Revista do Instituto Florestal**, 4: 920–924.

1322. Masterson, T.J. 1995. Morphological relationships between the Ka'apor capuchin (*Cebus kaapori* Queiroz 1992) and other male *Cebus* crania: a preliminary report. **Neotropical Primates**, 3: 165–171.

1323. Matayoshi, T.; Seuánez, H.N.; Nassazi, N.; Nagle, C.; Armada, J.L.; Freitas, L.; Alvez, G.; Barroso, C.M.L. & Howlin, E. 1987. Heterochromatic variation in *Cebus apella* (Cebidae, Platyrrhini)



of different geographic regions. **Cytogenetics and Cell Genetics**, 44: 158–162.

1324. Mathias, L.A.; Girio, R.J.S. & Duarte, J.M.B. 1999. Serosurvey for antibodies against *Brucella abortus* and *Leptospira interrogans* in pampas deer from Brazil. **Journal of Wildlife Diseases**, 35 (1): 112–114.

1325. Mattern, M.Y. & McLennan, D.A. 2000. Phylogeny and speciation of felids. **Cladistics**, 16: 232–253.

1326. May-Collado, L. & Agnarsson, I. 2006. Cytochrome b and Bayesian inference of whale phylogeny. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 38: 344–354.

1327. Mayer, J.J. & Wetzel, R.M. 1987. *Tayassu pecari*. **Mammalian Species**, 293: 1–7.

1328. May-Júnior, J.A.; Songsasen, N.; Azevedo, F.C.; Santos, J.P.; Paula, R.C.; Rodrigues, F.H.G.; Rodden, M.D.; Wildt, D.E. & Morato, R.G. 2009. Hematology and blood chemistry parameter differs in free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) living in the Serra da Canastra National Park (Brazil) versus adjacent farmlands. **Journal of Wildlife Diseases**, 45 (1): 81–90.

1329. 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): 105–117.

1330. Mazzolli, M. & Benedet, R.C. 2009. Registro recente, redução de distribuição e atuais ameaças ao veado campeiro *Ozotoceros bezoarticus* (Mammalia, Cervidae) no Estado de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, 22 (2): 137–142.

1331. Mazzolli, M.; Graipel, M.E. & Dunstone, N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. **Biological Conservation**, 105 (1): 43–51.

1332. Mazzolli, M. 2006. **Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 105p.

1333. Mazzolli, M. 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as *habitat* of pumas. **Environmental Management**, 46 (2): 237–253.

1334. McKenna, M.C. & Bell, S.K. 1997. **Classification of Mammals above the Species Level**. Columbia University Press.

1335. McNab, B.K. 1985. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct, p.219–232. In: Montgomery, G.G. (ed.). **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. Smithsonian Institution Press.

1336. Meade, R. H. & Kohnken, L. 1991. Distribution of the river dolphin, tonina *Inia geoffrensis*, in the Orinoco River basin of Venezuela and Colombia. **Interciência**, 16: 330–342.

1337. Medeiros, M.A.A.; Barros, R.M.S.; Pieczarka, J.C.; Nagamachi, C.Y.; Ponsa, M.; Garcia, M.; Garcia, F. & Egozcue, J. 1997. Radiation and speciation of spider monkeys, genus *Ateles*, from the cytogenetic viewpoint. **American Journal of Primatology**, 42 (3): 167–178.

1338. Medeiros, M.A.A. 1994. **Citogenética, Evolução Cromossômica, Radiação e Especiação dos Macacos-Aranha (*Ateles*, Primates)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Pará. 137p.

1339. Medici, E.P.; Desbiez, A.L.J.; Gonçalves da Silva, A.; Jerusalinsky, L.; Chassot, O.; Montenegro, O.L.; Rodríguez, J.O.; Mendoza, A.; Quse, V.B.; Pedraza, C.; Gatti, A.; Oliveira-Santos, L.G.R.; Tortato, M. A.; Ramos Jr., V.; Reis, M. L.; Landau-Remy, G.; Tapia, A. & Morais, A.A. 2007. **Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) Population and Habitat Viability Assessment (PHVA): Final Report**. IUCN/SSC



Tapir Specialist Group (TSG) & IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG) - Brasil.

1340. Medici, E.P. 2001. Order Perissodactyla, Family Tapiridae: Tapir Biology, p.536P. *In*: Fowler, M.E. & Cubas, Z.S. (eds.). **Biology, Medicine, and Surgery of South American Wild Animals**.

1341. Medici, E.P. 2001. **Translocação e Manejo Metapopulacional de Mico-Leão-Preto, *Leontopithecus chrysopygus* Mikan 1823 (Callithricidae - Primates)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais.

1342. Medici, E.P. 2010. **Assessing the viability of Lowland Tapir populations in a fragmented landscape**. University of Kent. 292p.

1343. Medici, E.P. 2011. Family Tapiridae (Tapirs), p.886. *In*: Wilson, D.E. & Mittermeier, R.A. (eds.). **Handbook of the Mammals of the World - Volume 2: Hoofed Mammals**. Lynx Edicions.

1344. Medri, Í.M. & Mourão, G. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Journal of Zoology**, 266 (4): 365–375.

1345. Medri, Í.M. & Mourão, G. 2008. *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758, p.711–713. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1346. Medri, Í.M.; Mourão, G.M. & Harada, A.Y. 2003. Dieta de Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. **Edentata**, 5: 29–34.

1347. Medri, Í.M.; Mourão, G.M. & Rodrigues, F.H.G. 2011. Ordem Pilosa, p.91–106. *In*: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.

1348. Medri, Í.M.; Mourão, G.M. & Rodrigues, F.H.G. 2011. Ordem Cingulata, p.75–90. *In*: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.

1349. Medri, Í.M. 2002. **Área de vida e uso de habitat de tamanduá-bandeira – *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 nas Fazendas Nhumirim e Porto Alegre, Pantanal da Nhecolândia, MS**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 71p.

1350. Megid, J.; Teixeira, C.R.; Amorin, R.L.; Cortez, A.; Heinemann, M.B.; Antunes, J.M.A.P.; da Costa, L.F.; Fornazari, F.; Cipriano, J.R.B.; Cremasco, A. & Richtzenhain, L.J. 2010. First identification of Canine Distemper Virus in hoary fox (*Lycalopex vetulus*): pathologic aspects and virus phylogeny. **Journal of Wildlife Diseases**, 46 (1): 303–305.

1351. Meireles, A.C.O. 2008. Mortality of the Antillean manatee, *Trichechus manatus manatus*, in Ceará State, northeastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88: 1133–1137.

1352. Meireles, C.M.; Czelusniak, J.; Ferrari, S.F.; Schneider, M.P.C. & Goodman, M. 1999. Phylogenetic relationships among Brazilian howler monkeys, genus *Alouatta* (Platyrrhini, Atelidae), based on gl-globin pseudogene sequences. **Genetics and Molecular Biology**, 22 (3): 337–344.

1353. Meireles, C.M.M.; Sampaio, M.I.C.; Schneider, H. & Schneider, M.P.C. 1992. Protein variation, taxonomy and differentiation in five species of marmosets (genus *Callithrix* Erxleben, 1777). **Primates**, 33 (2): 227–238.

1354. Meirelles, A.C.O.; Campos, T.M.; Choi, K.F.; Campos, A.A.; Monteiro-Filho, E. & Lotufo, T.M.C. **Occurrence, behavior and group size of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in an open embayment in Northeastern Brazil**. *In*: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Florianópolis-SC.



1355. Meirelles, A.C.O.; Monteiro-Neto, C.; Martins, A.M.A.; Costa, A.F.; Barros, H.M.D.R. & Alves, M.D.O. 2009. Cetacean strandings on the coast of Ceará, Northeastern Brazil (1992-2005). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 89: 1083.
1356. Meirelles, A.C.O.; Ribeiro, A.C.; Silva, C.P.N. & Soares-Filho, A.A. 2010. Records of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in the State of Ceará, Northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 8 (1-2): 97–102.
1357. Melo, C.C.S. 2006. **Diagnóstico visando à elaboração do Plano de Manejo do Parque Nacional do Cabo Orange. Relatório Técnico Científico de Mastozoologia**. IEPA/WWF/IBAMA/IESA.
1358. Melo, C.L.C.; Santos, R.A.; Bassoi, M.; Araújo, A.C.; Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R. & Azevedo, A.F. 2010. Feeding habits of delphinids (Mammalia: Cetacea) from Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 90: 1509–1515.
1359. Melo, F.R.; Barbosa, E.F.; Souza, S.L.F.; Ferraz, D.S.; Rodes, E.R.; Souza, S.M.; Faria, M.B.; Nery, M.S.; Cosenza, B.A.P. & Lima, F. 2005. Redescoberta do jupará, *Potos flavus* Schreber, 1774 (Carnivora: Procyonidae) no Estado de Minas Gerais, Sudeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 18: 5–13.
1360. Melo, F.R.; Chiarello, A.G.; Faria, M.B.; Oliveira, P.A.; Freitas, R.L.A.; Lima, F.S. & Ferraz, D.S. 2004. Novos Registros de Muriqui-do-Norte (*Brachyteles Hypoxanthus*) no Vale do Rio Jequitinhonha, Minas Gerais e Bahia. **Neotropical Primates**, 12 (3): 139–143.
1361. Melo, F.R.; Cosenza, B.A.P.; Ferraz, D.S.; Souza, S.L.F.; Nery, M.S. & Rocha, M.J.R. 2005. The near extinction of a population of northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*) in Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Primates**, 13 (1): 10–14.
1362. Melo, F.R. & Dias, L.G. 2005. Muriqui Populations Reported in the Literature over the Last 40 years. **Neotropical Primates**, 13 (suppl.): 19–24.
1363. Melo, F.R. & Rylands, A.B. *Callithrix aurita* (Geoffroy in Humboldt, 1812), p.735–737. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1364. Melo, F.R. & Rylands, A.B. 2008. *Callithrix flaviceps* (Geoffroy in Humboldt, 1812), p.738–740. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1365. Melo, F.R. & Rylands, A.B. 2008. *Callicebus personatus* (Geoffroy, 1812), p.774–775. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1366. Melo, F.R. 1999. **Caracterização molecular de *Callithrix aurita*, *C. flaviceps*, *C. geoffroyi* e de seus prováveis híbridos (Primates, Callitrichinae)**. Dissertação (Mestrado em Genética e Melhoramento). Universidade Federal de Viçosa. 76p.
1367. Melo, F.R. 2004. **Primatas e áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no vale do rio Jequitinhonha, Minas Gerais**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais. 154p.
1368. Melo, F.R. 2005. A Reserva Biológica Federal da Mata Escura e sua importância como unidade de conservação para os primatas do médio rio Jequitinhonha, Minas Gerais. **Neotropical Primates**, 13: 26–29.
1369. Melo, G.L. & Sponchiado, J. 2012. Distribuição geográfica dos marsupiais n Brasil, p.93–110. In: Cáceres, N.C. & Monteiro-Filho, E.L.A. (eds.). **Os Marsupiais do Brasil: Biologia, Ecologia e Evolução**. Editora da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.



1370. Melo, L.F.B.; Sábato, M.A.L.; Vaz Magni, E.M.; Young, R.J. & Coelho, C.M. 2007. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. **Journal of Zoology (London)**, 271: 27–36.
1371. Mendes, C.L.S. & Melo, F.R. 2007. Situação atual do sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais, p.163–180. In: Bicca-Marques, J.C. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr).
1372. Mendes, C.L.S. 2007. **Fauna de primatas da RPPN Mata do Sossego e seu entorno, com ênfase no estudo auto-ecológico e status de conservação do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), Simonésia, Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Minas Gerais.
1373. 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): 105–109.
1374. 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: 257–265.
1375. Mendes Pontes, A.R.; Gadelha, J.R.; Melo, E.R.A.; Sá, F.B.; Loss, A.C.; Caldara Jr., V.; Costa, L.P. & Leite, Y.L.R. 2013. A new species of porcupine, genus *Coendou* (Rodentia: Erethizontidae) from the Atlantic forest of northeastern Brazil. **Zootaxa**, 3636 (3): 421–438.
1376. Mendes Pontes, A.R.; Layme, V.G.; Magnusson, W.E. & Marigo, L.C. 2010. Mamíferos de médio e grande porte de Roraima, extremo norte da Amazônia Brasileira. In: Barbosa, R.I. & Melo, V.F. (eds.). **Roraima: homem, ambiente e ecologia**. FEMACT.
1377. 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, K.C.; Almeida-Cortez, J.S. & Tabarelli, M. (eds.). **Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do São Francisco**. Ministério do Meio Ambiente, MMA.
1378. Mendes Pontes, A.R. 1999. Environmental determinants of primate abundance in Maracá Island, Roraima, Brazilian. Amazonia. **Journal of Zoology**, 247 (2): 189–199.
1379. Mendes, S.L. & Chiarello, A.G. 1993. A proposal for the conservation of the Muriqi in the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. **Neotropical Primates**, 1 (2): 2–4.
1380. Mendes, S.L.; Melo, F.R.; Boubli, J.P.; Dias, L.G.; Strier, K.B.; Pinto, L.P.S.; Fagundes, V.; Cosenza, B. & De Marco Júnior, P. 2005. Directives for the conservation of the northern Muriqi, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotropical Primates**, 13: 7–18.
1381. Mendes, S.L.; de Oliveira, M.M.; Mittermeier, R.A. & Rylands, A.B. 2008. *Brachyteles arachnoides*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2993A9529160. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2993A9529160.en>.
1382. Mendes, S.L.; de Oliveira, M.M.; Mittermeier, R.A. & Rylands, A.B. 2008. *Brachyteles hypoxanthus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2994A9529636. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2994A9529636.en>.
1383. Mendes, S.L.; Rylands, A.B.; Kierulff, M.C.M. & de Oliveira, M.M. 2008. *Alouatta guariba*. IUCN Red List of Threatened Species, version 2010.2.
1384. Mendes, S.L.; Rylands, A.B.; Kierulff, M.C.M. & de Oliveira, M.M. 2008. *Alouatta guariba ssp. guariba*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39917A10285635. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39917A10285635.en>. (Acesso em 2016).



1385. Mendes, S.L.; Rylands, A.B.; Kierulff, M.C.M. & Oliveira, M.M. 2008. *Alouatta guariba ssp. clamitans*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39918A10285929. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39918A10285929.en>. (Acesso em 2016).
1386. Mendes, S.L.; Strier, K.B. & Melo, F.R. 2008. *Brachyteles hypoxanthus* (Kuhl, 1820), p.907. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1387. Mendes, S.L. 1985. **Uso do espaço, padrões de atividades diárias e organização social de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) em Caratinga, MG**. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília.
1388. Mendes, S.L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) na Estação Ecológica de Caratinga, MG. **Revista Nordestina de Biologia**, 6 (2): 74–104.
1389. Mendes, S.L. 1991. Situação atual dos primatas em reservas florestais do estado do Espírito Santo, p.347–356. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia e Fundação Biodiversitas.
1390. Mendes, S.L. 1993. Distribuição geográfica e estado de conservação de *Callithrix flaviceps* (Primates: Callitrichidae), p.139–154. In: Yamamoto, M.E. & de Sousa, M.B.C. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
1391. Mendes, S.L. 1995. Importância dos remanescentes de Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo para a conservação de primatas. **Cadernos de Pesquisa da UFES**, 4: 1–14.
1392. Mendes, S.L. 1997. Vocalizations in Atlantic forest marmosets, *Callithrix*. **Neotropical Primates**, 5 (4): 116–117.
1393. Mendes, S.L. 1997. **Padrões biogeográficos e vocais em *Callithrix* do Grupo *jacchus* (Primates, Callitrichidae)**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas.
1394. Mendes, S.L. 1997. Hybridization in free-ranging *Callithrix flaviceps* and the taxonomy of the Atlantic forest marmosets. **Neotropical Primates**, 5 (1): 6–8.
1395. Mendes-Oliveira, A.C. & Ferrari, S.F. 2000. Seed dispersal by black-handed tamarins *Saguinus midas niger* (Callitrichinae, Primates): implications for the regeneration of degraded forest *habitat* in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 709–716.
1396. Mendes-Oliveira, A.C. & Ferrari, S.F. 2008. Habitat Exploitation by Free-ranging *Saguinus niger* in Eastern Amazonia. **International Journal of Primatology**, 29: 1499–1510.
1397. Mendes-Oliveira, A.C. 1996. **Ecologia e Comportamento Alimentar de um Grupo de *Saguinus midas niger* (Callitrichidae, Primates) na Amazônia Oriental**. Dissertação (Mestrado). UFPA. 62p.
1398. Mendes-Pontes, A.R.; Malta, A. & Asfora, P.H. 2006. A new species of capuchin monkey, genus *Cebus* Erxleben (Cebidae, Primates): Found at the very brink of extinction in the Pernambuco Endemism Centre. **Zootaxa**, 12 (1200): 1–12.
1399. Mendes-Pontes, A.R. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, 69: 319–336.
1400. Mendez, M.; Rosenbaum, H. C. & Bordino, P. 2008. Conservation genetics of the Franciscana dolphin in Northern Argentina: population structure, by-catch impacts, and management implications. **Conservation Genetics**, 9 (2): 429–435.
1401. Mendez, M.; Rosenbaum, H.C.; Subramaniam, A.; Yackulic, C. & Bordino, P. 2010. Isolation by environmental distance in mobile marine species: molecular ecology of franciscana dolphins at their



southern range. **Molecular Ecology**, 19: 2212–2228.

1402. Mendonça, J.R.; Carvalho, A.M.; Mattos-Silva, L.A. & Thomas, W.W. 1993. **History of land clearing in southern Bahia**. Northern Atlantic Forest Project. (CEPEC, Ilhéus, Bahia). 102p.

1403. Meneguetti, D.U.O.; Meneguetti, N.F.S. & Trevisan, O. 2010. Georreferenciamento e reavaliação da mortalidade por atropelamento de animais silvestres na linha 200 entre os municípios de Ouro Preto do Oeste e Vale do Paraíso – RO. **Revista Científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente**, 1 (1): 58–64.

1404. Merino, M.L.; Gonzales, S.; Leeuwenberg, F.; Rodrigues, F.H.G.; Pinder, L. & Tomas, W.M. 1997. Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*), p.42–58. In: Duarte, J.M.B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. FUNEP.

1405. Messias, M.R.; Nascimento, S.S. & Oliveira, S.G. 2012. **Avaliação de impacto da exploração madeireira manejada na Floresta Nacional do Jamari/Rondônia na comunidade de mamíferos diurnos de médio e grande porte**. In: VII Congresso Brasileiro de unidades de conservação. Anais. Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza.

1406. Messias, M.R.; Santa Rosa, I.B.; Ferronato, M.L.; Oliveira, M.A.; Garcia, J.R.; Pederzoli, M.A. & Alencar, T.B. 2005. **Relatório dos aspectos bióticos da área de expansão da lavra da jazida “Taboquinha” detritico na mina de Santa Bárbara, floresta nacional do Jamari - componente mastofauna de médio e grande porte**. Relatório Técnico, Fundação Universidade Federal de Rondônia e IBAMA.

1407. Messias, M.R. 1999. **Avaliação Ecológica Rápida da REBIO Rio Ouro Preto: Relatório Técnico de Mastofauna e Aves Cinegéticas**. Relatório Técnico, PNUD/PLANAFLORO, Porto Velho.

1408. Messias, M.R. 2002. **Impacto da Pressão de Caça e Extração Seletiva de Madeira na Mastofauna Diurna no Estado de Rondônia**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

1409. Messias, M.R. 2003. **Relatório técnico da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra da Cutia/RO**. Relatório Técnico, Relatório Técnico, ONG Kanindé, Porto Velho.

1410. Messias, M.R. 2004. **Mastofauna diurna do PARNA Serra da Cutia/RO: Subsídio à elaboração do Plano de Manejo**. In: XXV Congresso Brasileiro de Zoologia. XXV Congresso Brasileiro de Zoologia. Resumos.

1411. Messias, M.R. 2004. **“Diagnóstico ambiental da Área de Influência Direta dos AHEs de Jirau e Santo Antônio considerando-se mamíferos de médio e grande porte como grupo indicador”, realizado no contexto dos estudos de viabilidade ambiental dos empreendimentos hidrelétricos do Alto rio Madeira: Salto do Jirau e Santo Antônio**, Relatório Técnico. FURNAS Centrais Elétricas S/A. 126p.

1412. Meyer, A.L.S.; Pie, M.R. & Passos, F.C. 2014. Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) to future climate change. **American Journal of Primatology**, 76 (6): 551–562.

1413. Michalski, F.; Crawshaw Jr., P.G.; Oliveira, T.G. & Fabián, M.E. 2007. Efficiency of box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, 55: 315–320.

1414. Michalski, F.; Crawshaw, P.G.; Oliveira, T.G. & Fabián, M.E. 2006. Notes on Home Range and Habitat Use of Three Small Carnivore Species in a Disturbed Vegetation Mosaic of Southeastern Brazil. **Mammalia**, 52–57.

1415. Michalski, F. 2010. The bush dog *Speothos venaticus* and short-eared dog *Atelocynus microtis* in a fragmented landscape in southern Amazonia. **Oryx**, 44: 300–303.



1416. Michalski, F.R.; Bulhosa, R.L.P.; Faria, A. & Peres, C.A. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. **Animal Conservation**, 9: 179–188.
1417. Michalski, F.R. & Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, 124: 383–396.
1418. Mikhalev, Y.A. & Tormosov, D.D. 1997. Corrected data about non-Soviet whale marks recovered by Soviet whaling fleets. **Reports of the International Whaling Commission**, 47: 1019–1027.
1419. Mikich, S.B. & Bérnils, R.S. 2004. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. Instituto Ambiental do Paraná. 764p.
1420. Milinkovitch, Michel C; Meyer, Axel & Powell, Jeffrey R J.R. 1994. Phylogeny of all major groups of cetaceans based on DNA sequences from three mitochondrial genes. **Molecular Biology and Evolution**, 11 (6): 939–948.
1421. Miller, F.W. 1930. Notes on some mammals of southern Mato Grosso, Brazil. **Journal of Mammalogy**, 11: 10–22.
1422. Miotto, R.A.; Cervini, M.; Begotti, R.A. & Galetti Jr, P.M. 2011. Genetic diversity and population structure of pumas (*Puma concolor*) in southeastern Brazil: implications for conservation in a human-dominated landscape. **Conservation Genetics**, 12 (6): 1447–1455.
1423. Miotto, R.A.; Cervini, M.; Begotti, R.A. & Galetti Jr, P.M. 2012. Monitoring a puma (*Puma concolor*) population in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Biotropica**, 44 (1): 98–104.
1424. Miranda, F.; Bertassoni, A. & Abba, A.M. 2014. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T14224A47441961. <http://www.iucnredlist.org>. (Acesso em 2012).
1425. Miranda, F.; Moraes-Barros, N.; Superina, M. & Abba, A.M. 2014. *Tolypeutes tricinctus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T21975A47443455. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T21975A47443455.en>. (Acesso em 2016).
1426. Miranda, F.R.; Teixeira, R.H.F.; Gazêta, G.S.; Serra-Freire, N.M. & Amorim, M. 2010. Presence of *Amblyomma cajennense* in Wild Giant Armadillos (*Priodontes maximus*) of the Pantanal Matogrossense, Brasil. **Edentata**, 11 (1): 73–75.
1427. Miranda, F.R. 2008. **Pesquisa de anticorpos contra bactérias do gênero *Brucella* spp, *Leptospira* spp, *Chlamydophila* spp em tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758), da RPPN SESC Pantanal, Parque Nacional da Serra da Canastra (PNS**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade de São Paulo - ESALQ/ USP. 116p.
1428. Miranda, G.H.B.; Tomás, W.M.; Valladares-Padua, C.B. & Rodrigues, F.H.G. 2006. Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) population survey in Emas National Park, Brazil – A proposal monitoring program. **Endangered Species UPDATE**, 23 (3): 96–103.
1429. Miranda, G.H.B. 2004. **Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 73p.
1430. Miranda, J.; Bernardi, I.P.; Moro-Rios, R.F.; Aguiar, L.M.; Ludwig, G. & Passos, F. 2004. Social structure of *Alouatta guariba clamitans*: a group with a dominant female. **Neotropical Primates**, 12 (3): 135–138.
1431. Miranda, J. M. D.; Bernardi, I.; Carvalho, F. & Passos, F.C. 2010. Novos dados distribucionais do morcego recém descrito *Eptesicus taddeii* (Vespertilionidae). Chiroptera Neotropical. **Chiroptera**



Neotropical, 16 (1): 672–674.

1432. Miranda, J. M. D.; Bernardi, I. & Passos, F. C. 2006. A New Species of *Eptesicus* (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae) from Atlantic Forest, Brazil. **Zootaxa**, 1383: 57–68.

1433. Miranda, J.M.D.; Moro-Rios, R.F. & Passos, F.C. 2008. Contribuição ao conhecimento dos mamíferos dos Campos de Palmas, Paraná, Brasil. **Biotemas**, 21 (2): 97–103.

1434. Miranda, J.M.D. & Passos, F.C. 2005. Composição e dinâmica de grupos de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera (Primates, Atelidae) em Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (1): 99–106.

1435. Miranda-Ribeiro, A. de. 1919. A fauna vertebrada da ilha da Trindade. **Arquivos do Museu Nacional Rio de Janeiro**, 22: 171–193.

1436. Mittermeier, R.A.; Boubli, J.P. & Di Fiore, A. 2008. *Ateles marginatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2282A9390334. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2011).

1437. Mittermeier, R.A.; Boubli, J.P.; Subirá, R. & Rylands, A.B. 2008. *Saguinus bicolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T40644A10348136. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2012).

1438. Mittermeier, R.A.; Coimbra-Filho, A.F.; Constable, I.D.; Rylands, A.B. & Valle, C. 1982. Conservation of primates in the Atlantic forest region of eastern Brazil. **International Zoo Yearbook**, 22: 2–17.

1439. Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Coimbra-Filho, A.F. 1988. Systematics: species and subspecies - an update, p.13–75. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-Filho, A.F. & da Fonseca, G.A.B. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. World Wildlife Fund.

1440. Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Wilson, D.E. 2013. **Handbook of the Mammals of the World. Vol. 3. Primates**. Lynx Edicions. 951p.

1441. Mittermeier, R.A.; Valle, C.M.C.; Alves, M.C.; Santos, I.B.; Pinto, L.P.S.; Strier, K.B.; Young, A.L.; Veado, E.M.; Constable, I.D.; Paccagnella, S.G. & Lemos de Sá, R.M. 1987. Current distribution of the muriqui in the Atlantic forest region of Eastern Brazil. **Primate Conservation**, 8: 143–149.

1442. Miyashita, T.; Kato, H. & Kasuya, T. 1995. **Worldwide Map of Cetacean Distribution Based in Japanese Sightings Data (Vol. I)**. National Research Institute of Far Seas Fisheries. 140p.

1443. Miyashita, T.; Kato, H. & Kasuya, T. 1996. **Worldwide Map of Cetacean Distribution Based on Japanese Sighting Data**. National Research Institute of Far Seas Fisheries.

1444. MMA (Ministério do Meio Ambiente) & MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura. 2012. **Instrução Normativa Interministerial MPA/MMA Nº12 de 22 de agosto de 2012**.

1445. MMA, Ministério do Meio Ambiente & IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2009. **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Cerrado, 2002 a 2008: Dados Revisados**. MMA, IBAMA.

1446. MMA, Ministério do Meio Ambiente & IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2010. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do Bioma Cerrado 2002 a 2008: Dados Revisados**. MMA, IBAMA.

1447. MMA, Ministério do Meio Ambiente & IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2010. **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Pampa, 2002 a 2008**. MMA, IBAMA.

1448. MMA, Ministério do Meio Ambiente & IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos



Recursos Naturais Renováveis. 2011. **Monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite (PMDBBS). Desmatamento do Bioma Cerrado. Período 2010-2011.** MMA, IBAMA.

1449. MMA, Ministério do Meio Ambiente & IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2011. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite, Acordo de cooperação técnica. Monitoramento do bioma caatinga 2008-2009.** MMA, IBAMA.

1450. MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2003. Instrução Normativa N° 003, de 27 de maio de 2003. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União.** Seção 1, 101, 28: 88–97.

1451. MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2008. **Avaliação Ecológica Rápida para o diagnóstico faunístico do mosaico de Ucs da Terra do Meio, estado do Pará. Relatório Técnico Preliminar: Mastofauna.** MMA/ICMBio/CENAP. 52p.

1452. MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2011. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite – Monitoramento do Bioma Cerrado 2009-2010.**

1453. MMA, Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2007. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007.** MMA.

1454. 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): 153–159.

1455. Mondolfi, E. & Hoogesteijn, R. 1986. Notes on the biology and status of the jaguar in Venezuela, p.85–123. *In:* Miller, S.D. & Everet, D.D. (eds.). **Cats of the World: biology, conservation and management.** National Wildlife Federation.

1456. Monfort, S.L.; Bush, M. & Wildt, D.E. 1996. Evaluation of natural and induced ovarian synchrony in golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **Biology of Reproduction**, 55: 875–822.

1457. Montassier, H.J.; Pandolfi, J.R.; Araújo Júnior, J.P. & Duarte, J.M.B. 2001. Língua azul (LA) e Doença Hemorrágica Epizootica dos Cervídeos (DHEC) em cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*): estudo sorológico e identificação viral. *In:* Duarte, J.M.B. (ed.). **O Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) de Porto Primavera: Resultado de dois anos de pesquisa. Relatório técnico.** FUNEP/CESP: CD ROM.

1458. Montealegre-Quijano, S. & Ferreira, C. N. 2010. Incidental catch of a franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in a pair trawl off southern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5 (3): 465–468.

1459. Monteiro, K.V. 2003. **Mata Atlântica: A floresta em que vivemos.** Núcleo Amigos da Terra. 71p.

1460. Monteiro, M.S.; Araujo, N.C.; Nascimento, C.C. & Carmago, N.J. 2011. Enriquecimento Ambiental com *Cebus kaapori* Mantido em Cativeiro no Centro de Triagem de Animais Selvagens - Refúgio Mata Atlântica –LELLO Unimonte. **Revista Ceciliana**, 3 (2): 31–34.

1461. Monteiro-Filho, E.L.A.; Monteiro, L.R. & Reis, S.F. 2002. Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, 83: 125–134.

1462. Monteiro-Neto, C.; Alves-Júnior, T.T.; Ávila, F.J.C.; Campos, A.A.; Costa, A.F.; Silva, C.P.N. & Furtado-Neto, M.A.A. 2000. Impact of fisheries on the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) populations off Ceará state, northeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, 26



(1): 49–56.

1463. Moojen, J.; Locks, M. & Langguth, A. 1997. A new species of *Kerodon* Cuvier, 1825 from the state of Goiás, Brazil (Mammalia, Rodentia, Caviidae). **Boletim do Museu Nacional. Nova Série Zoologia**, 377: 1–10.

1464. Moojen, J. 1943. Alguns mamíferos colecionados no nordeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, 1: 1–19.

1465. Moojen, J. 1965. Novo gênero de cricetidae do Brasil central. **Revista Brasileira de Biologia**, 25 (3): 281–285.

1466. Moore, M.J.; Berrow, S.D.; Jensen, B.A.; Carr, P.; Sears, R.; Rowntree, V.J.; Payne, R. & Hamilton, P.K. 1999. Relative abundance of large whales around South Georgia (1979–1998). **Marine Mammal Science**, 15 (4): 1287–1302.

1467. Moraes, A.M. & Melo, F.R. 2007. **Distribuição geográfica de *Callithrix aurita* e *Callithrix flaviceps* e avaliação espacial de sua zona de intergradação nos municípios de Espera Feliz, Caiana e Caparaó, MG.** In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Belo Horizonte, MG. Livro de Resumos.

1468. Moraes, A.M. 2011. **Avaliação da estrutura genética das populações de mico-leão da cara dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates: Callitrichidae), no sul da Bahia, Brasil.** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Norte Fluminense – Campos, Rio de Janeiro. 72p.

1469. Moraes, H.T.; Clozato, C.L.; Morgante, J.S. & Moraes-Barros, N. 2010. **Dna barcoding: estimativa da diversidade genética e identificação molecular em espécies de xenartros.** In: XV Congresso Latinoamericano de Genética. Anais.

1470. Moraes, L.B.; Bossi, D.E.P. & Linhares, A.X. 2003. Siphonaptera parasites of wild rodents and marsupials trapped in three mountain ranges of the Atlantic Forest in Southeastern Brazil. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz**, 98 (8): 1071–1076.

1471. Moraes-Barros, N.; Miyaki, C.Y. & Morgante, J.S. 2002. Genetic diversity in different populations of sloths assessed by DNA fingerprinting. **Brazilian Journal of Biology**, 62: 503–508.

1472. Moraes-Barros, N.; Silva, J.A.B.; Miyaki, C. & Morgante, J.S. 2006. Comparative phylogeography of the Atlantic forest endemic sloth (*Bradypus torquatus*) and the widespread three-toed sloth (*Bradypus variegatus*) (Bradypodidae, Xenarthra). **Genetica**, 126: 189–198.

1472a. Moratelli, R. & Dias, D. 2015. A new species of nectar-feeding bat, genus *Lonchophylla*, from the Caatinga of Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae). **ZooKeys**, 514: 73–91.

1473. Morató, D.Q. 2001. **Seletividade e sazonalidade das presas consumidas pelo lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) no Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de São Paulo. 95p.

1474. Morato, R.G.; Ferraz, K.M.P.M.B.; Paula, R.C. & Campos, C.B. 2014. Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. **PLoS ONE**, 9 (4): e92950.

1475. Morato, R.G.; Verreschi, I.T.; Guimaraes, M.A.; Cassaro, K.; Pessuti, C. & Barnabe, R.C. 2004. Seasonal variation in the endocrine-testicular function of captive jaguars (*Panthera onca*). **Theriogenology**, 61: 1273–1281.

1476. Moreira, L.L.B. 2009. **Primatas das Serras das Lontras e Javi: Estado das populações e seu papel na conservação regional da comunidade de primatas do Sul da Bahia.** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Santa Cruz.



1477. Moreira, L.S. 2008. **Socioecologia de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, MG**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal de Viçosa.
1478. Moreira, M.A.M. 2002. SRY evolution in Cebidae (Platyrrhini: Primates). **Journal of Molecular Evolution**, 55: 92–103.
1479. Moreira, S.; Fernandes, T.; Erber, C.; Alencastro, P.; Silva, E.D.; Rinaldi, G.; Aragão, R.; Figna, V. & Ramos, R. 2004. **Ocorrência de cachalotes (*Physeter macrocephalus*) na costa do Brasil**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Resúmenes.
1480. Moreno, I.; ZERBINI, A.N. & Siciliano, S. 2008. *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), p.808–809. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1481. Moro-Rios, R.F.; Nascimento, A.T.A.; Silva-Pereira, J.E.; Ludwig, G.; Velastin, G.O. & Passos, F.C. 2009. Plano de Conservação para Mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*), p.316. In: Vidolin, G.P.; Tossulino, M.G.P. & Britto, M.M. (eds.). **Planos de Conservação para as Espécies de Mamíferos Ameaçados**. IAP/Projeto Paraná Biodiversidade.
1482. Motta-Junior, J.C.; Talamoni, S.A.; Lombardi, J.A. & Simokomaki, K. 1996. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. **Journal of Zoology (London)**, 240: 277–284.
1483. Moura, A.L.B. 2013. **Caça de Subsistência e os Mamíferos da RESEX do Alto Tarauacá, Acre**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais). Universidade Federal do Acre. 70p.
1484. Moura, E.F.; Silva, K.V.; Valença-Montenegro, M.M. & Martins, A.B. **Análise cariotípica do *Cebus kaapori* Queiroz, 1992**. In: Anais do II Seminário de Pesquisa e Iniciação Científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
1485. Moura, J.F.; Emin-Lima, R.; Hacon, S.; Vega, C.M.; Campos, R.C. & Siciliano, S. 2012. Mercury Status of the Amazon Continental Shelf: Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédén 1864) as a Bioindicator. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 89 (2): 412–418.
1486. Moura, J.F.; Hacon, S.; Vega, C.M.; Hauser-Davis, R.A.; Campos, R.C. & Siciliano, S. 2011. Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédén 1864) as Indicators of the Bioaccumulation of Total Mercury along the Coast of Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 88 (1): 54–59.
1487. Moura, J.F.; Hauser-Davis, R.A.; Lemos, L.; Emin-Lima, R. & Siciliano, S. 2014. Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*) as Marine Ecosystem Sentinels: Ecotoxicology and Emerging Diseases. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, 228: 1–29.
1488. Moura, J.F.; Sholl, T.G.C.; Rodrigues, E.S.; Hacon, S. & Siciliano, S. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gill-net fisheries along the northern coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. 2009. **Marine Biodiversity Records**, 2:e82.
1489. Moura, R.; Brito, D.; Leite, Y. & Patterson, B. 2008. *Trinomys mirapitanga*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136305A4272117. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136305A4272117.en>. (Acesso em 2012).
1490. Moura, R.T. & da Fonseca, G.A.B. 2008. *Callistomys pictus*. IUCN Red List of Threatened Species, 2008: e.T6985A12820194. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T6985A12820194.en>. (Acesso em 2003).
1491. Moura, R.T. 2008. *Callistomys pictus* (Pictet, 1843), p.823–825. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério



do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1492. Moura, R.T. 2008. **Biogeografia Aplicada à Conservação de Mamíferos na Mata Atlântica do sul da Bahia**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais.

1493. Mourão, G. & Carvalho, L. 2001. Canibalism among giant otter (*Pteronura brasiliensis*). **Mammalia**, 65 (2): 225–227.

1494. Mourão, G. & Medri, Í.M. 2006. A new way of using inexpensive large-scale assembled GPS to monitor giant anteaters in short time intervals. **Wildlife Society Bulletin**, 30 (4): 1029–1032.

1495. Mourão, G.M.; Coutinho, M.; Mauro, R.; Campos, Z.; Tomas, W.M & Magnusson, W.E. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. **Biological Conservation**, 92: 175–183.

1496. Mourthé, I. 2012. **Influência das características físico-químicas e disponibilidade dos frutos na ecologia dos primatas em uma floresta no norte da Amazônia**. Tese (Doutorado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 133p.

1497. Mourthé, I. 2013. How much effort should be employed for surveying a low-diversity Amazonian mammal assemblage using line-transects?. **Zoologia (Curitiba)**, 30 (1): 119–124.

1498. Mourthé, I. 2014. Response of frugivorous primates to changes in fruit supply in a northern Amazonian forest. **Brazilian Journal of Biology**, 46 (3): 155–164.

1499. Muñiz, M.C. & Oliveira, L.F.B. 2011. Habitat Use and Food Niche Overlap by Neotropical Otter, *Lontra longicaudis*, and Giant Otter, *Pteronura brasiliensis*, in the Pantanal Wetland, Brazil. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 28 (A): 76–85.

1500. Müller, K.H. 1995. Ranging in masked titi monkeys (*Callicebus personatus*) in Brazil. **Folia Primatologica**, 65: 224–228.

1501. Müller, K.H. 1996. Diet and feeding ecology of masked titis (*Callicebus personatus*), p.383–401. In: Norconk, M.A.; Rosenberger, A.L. & Garber, P.A. (eds.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. Plenum Press.

1502. Murphy, K. & Ruth, T.K. 2010. Diet and prey selection of a perfect predator, p.118–137. In: Hornocker, M.G. & Sharon, N. (eds.). **Cougar: ecology and conservation**. The University of Chicago Press.

1503. Murphy, T. & Macdonald, D.W. 2010. Pumas and people: lessons in the landscape of tolerance from a widely distributed felid, p.762. In: Macdonald, D.W. & Loveridge, A.J. (eds.). **Biology and Conservation of Wild Felids**. Oxford University Press.

1504. Muskin, A. 1983. Preliminary field observations of *Callithrix aurita* (Callitrichinae, Cebidae), p.79–82. In: de Mello, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.

1505. Muskin, A. 1984. Field notes and geographical distribution of *Callithrix aurita* in eastern Brazil. **American Journal of Primatology**, 7: 377–380.

1506. Mustrangi, M.A. & Patton, J.L. 1997. Phylogeography and systematics of the slender mouse opossum *Marmosops* (Marsupialia, Didelphidae). **University of California Publications in Zoology**, 130: 1–80.

1507. Myers, N.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853–858.

1508. Nagamachi, C.Y.; Pieczarka, J.C.; Barros, R.M.S.; Schwarz, M.; Muniz, J.A.P.C. & Mattevi, M.S.



1996. Chromosomal relationships and phylogenetic and clustering analyses on genus *Callithrix*, group *argentata* (Callitrichidae, Primates). **Cell Genetics**, 72: 331–338.
1509. Nagamachi, C.Y.; Pieczarka, J.C.; Muniz, J.A.P.C.; Barros, R.M.S.; Mattevi, M.S.; Schiwarz, M.; Barros, R.M.S. & Mattevi, M.S. 1997. Comparative chromosomal study of five taxa of genus *Callithrix*, group *jacchus* (Platyrrhini, Primates). **American Journal of Primatology**, 41: 53–60.
1510. Nagamachi, C.Y.; Pieczarka, J.C.; Muniz, J.A.P.C.; Barros, R.M.S. & Mattevi, M.S. 1999. Proposed chromosomal phylogeny for the South American primates of the Callitrichidae family (Platyrrhini). **American Journal of Primatology**, 49: 133–152.
1511. Nagamachi, C.Y. & Pieczarka, J.C. 1988. Chromosome studies of *Saguinus midas niger* (Callitrichidae, Primates) from Tucuruí, Pará, Brazil: Comparison with the karyotype of *Callithrix jacchus*. **American Journal of Primatology**, 14 (3): 277–284.
1512. Nagamachi, C.Y.; Rodrigues, L.R.R.; Galetti Jr., P.M.; Mantovani, M.; Pissinatti, A.; Rissino, J.D.; Barros, R.M.S. & Pieczarka, J.C. 2003. Cytogenetic studies in *Callicebus personatus nigrifrons* (Platyrrhini, Primates). **Caryologia**, 56: 47–52.
1513. Nakai, E.S.; Taira, J.T. & Izar, P. 2015. **Interactions of *Cebus apella nigratus* with competitors (*Brachyteles arachnoides*, *Alouatta guariba* and *Nasua nasua*) in the Atlantic forest Carlos Botelho State Park, SP**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Porto Alegre, RS, Brasil.
1514. Napier, J.P. & Napier, P.H. 1967. **A handbook of Living Primates: Morphology, ecology and behaviour of nonhuman primates**. Academic Press. 456p.
1515. Napier, P.H. 1976. **Catalogue of Primates in the British Museum (Natural History). Part 1: Family Callitrichidae and Cebidae**. British Museum (Natural History).
1516. Nascimento, A.L.C.P. & Santos, J.W. 2014. *Coendou speratus* Mendes Pontes, Gadelha, Melo, Sá, Loss, Caldara Jr., Costa & Leite, 2013 (Mammalia, Rodentia, Erethizontidae) in northeastern Brazil: Filling gaps in its geographical distribution. **Check List**, 10 (5): 1223–1225.
1517. Nascimento, A.T.; Schmidlin, L.A.J.; Valladares-Padua, C.B.; Matushima, E.R. & Verdade, L.M. 2011. A comparison of the home range sizes of mainland and island populations of black-faced lion tamarins (*Leontopithecus caissara*) using different spatial analysis. **American Journal of Primatology**, 73 (January): 1114–1126.
1518. Nascimento, A.T.A.; Nali, C. & Fonseca, G.A.B. 2014. Dispersal, group formation and kinship in the black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*). **Folia Primatologica**, 85 (4): 216–227.
1519. Nascimento, A.T.A.; Prado, F.; Valladares-Padua, C.B. & de Marco Júnior, P. 2011. Population density of Black-faced Lion Tamarin (*Leontopithecus caissara*). **Neotropical Primates**, 18 (1): 17–21.
1520. Nascimento, A.T.A.; Schmidlin, L.A.J. & Valladares-Padua, C.B. 2008. *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990, p.740–742. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1521. Nascimento, A.T.A. & Schmidlin, L.A.J. 2011. Habitat selection by, and carrying capacity for, the Critically Endangered black-faced lion tamarin *Leontopithecus caissara* (Primates: Callitrichidae). **Oryx**, 45 (02): 288–295.
1522. Nascimento, A.T.A. 2008. **Uso do espaço e seleção de habitat pelo Mico-Leão-da-Cara-Preta (*Leontopithecus caissara*)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade Estadual de São Paulo (USP)/Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ). 120p.



1523. Nascimento, A.T.A. 2014. **Ecologia e conservação do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) na região do Ariri, Cananeia, São Paulo**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 124p.
1524. Nascimento, C.C.; Oliveira, C.A.; da Silva, V.M.F. & D’Affonseca Neto, J.A. 2002. **Estimativa do período de gestação em fêmeas de peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*), mantidas em cativeiro, com base nos níveis plasmáticos de progesterona**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 10; Congresso SOLAMAC. Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos - SOLAMAC. Valdivia, Chile.
1525. Nascimento, F.F.; Bonvicino, C.R.; Oliveira, M.M.; Schneider, M.P. & Seuánez, H.N. 2008. Population genetic studies of *Alouatta belzebul* from the Amazonian and Atlantic Forests. **American Journal of Primatology**, 70 (5): 423–431.
1526. Nascimento, F.F.; Bonvicino, C.R.; Silva, F.C.; Schneider, M.P. & Seuánez, H.N. 2005. Cytochrome b polymorphisms and population structure of two species of *Alouatta* (Primates). **Cytogenetic and Genome Research**, 108: 106–111.
1527. Nascimento, F.O. 2010. **Revisão Taxonômica do Gênero *Leopardus* Gray, 1842 (Carnivora, Felidae)**. Tese (Doutorado em Zoologia). Universidade de São Paulo. 366p.
1528. Nascimento, J.L. & Campos, I.B. 2011. **Atlas da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção em unidades de conservação Federais**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. 276p.
1529. Natori, M. 1986. Interspecific relationships of *Callithrix* based on dental characters. **Primates**, 27 (3): 321–336.
1530. Naveda, A.; de Thoisy, B.; Richard-Hansen, C.; Torres, D.A.; Salas, L.; Wallance, R.; Chalukian, S. & de Bustos, S. 2008. *Tapirus terrestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21474A9285933. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21474A9285933.en>. (Acesso em 2016).
1531. Negri, M. F.; Denuncio, P.; Panebianco, M. V. & Cappozzo, H. L. 2012. Bycatch of franciscana dolphins *Pontoporia blainvillei* and the dynamic of artisanal fisheries in the species’ southernmost area of distribution. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60 (2): 149–158.
1532. Negrões, N.; Sarmiento, P.; Cruz, J.; Eira, C.; Revilla, E.; Fonseca, C.; Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Furtado, M.M.; Jácomo, A.T.A. & Silveira, L. 2010. Use of camera-trapping to estimate density and influencing factors in central Brazil. **Journal of Wildlife Management**, 74 (6): 1195–1203.
1533. Nemoto, T. & Kawamura, A. 1977. Characteristics of food habits and distribution of baleen whales with special reference to the abundance of North Pacific sei and Bryde’s whales. **Reports of the International Whaling Commission**, 1: 80–87.
1534. Nery, M.S.; Ferraz, D.S.; Souza, S.L.F.; Rodes, E.R. & Melo, F.R. 2007. **Inventário de primatas do médio rio pardo, Bahia**. In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia, Belo Horizonte, MG.
1535. Netto, N.T.; Coutinho-Netto, C.R.M.; Costa, M.J.R.P. & Bom, R. 2000. Grouping Patterns os Pampas Deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Emas National Park, Brazil. **Revista de Etologia**, 2 (2): 85–94.
1536. Neville, M.K.; Glander, K.E.; Braza, F. & Rylands, A.B. 1988. The howling monkeys, genus *Alouatta*, p.349–453. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-Filho, A.F. & da Fonseca, G.A.B. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. World Wildlife Fund.
1537. Nielsen, C.; Thompson, D.; Kelly, M. & Lopez-Gonzalez, C.A. 2015. *Puma concolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T18868A50663436. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015->



4.RLTS.T18868A50663436.en. (Acesso em 2016).

1538. Nieves, M.; Ascunce, M.S.; Rahn, M.I. & Mudry, M.D. 2005. Phylogenetic relationships among some *Ateles* species: The use of chromosomic and molecular characters. **Primates**, 46 (October 2015): 155–164.

1539. Nikaido, M.; Rooney, A.P.; Alejandro, P. & Okada, N. 1999. Phylogenetic relationships among cetartiodactyls based on insertions of short and long interspersed elements: Hippopotamuses are the closest extant relatives of whales. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 96: 10261–10266.

1540. Nishimura, A. & Izawa, K. 1975. The group characteristics of woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha*) in the upper Amazonian basin, p.401–406. In: Kondo, S.; Kawai, M.; Ehara, A. & Kawamura, S. (eds.). **Proceedings from the Symposia of the Fifth Congress of the International Primatological Society**. S. Karger, Basel.

1541. Nishimura, A. 2003. Reproductive parameters of wild female *Lagothrix lagotricha*. **International Journal of Primatology**, 24 (4): 707–720.

1542. Nogueira, D.F.; Ferraz, D.S. & Melo, F.R. 2009. Situação atual do miquiqui-do-norte - *Brachyteles hypoxanthus* Kuhl, (1820) no entorno do Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte, Minas Gerais. MG. **Biota**, 1 (6): 4–17.

1543/1544. Nogueira, M.R.; Gregorin, R. & Peracchi, A.L. 2014. Emended diagnosis of *Xeronycteris vieirai* (Mammalia: Chiroptera), with the first record of polyodontia for the genus. **Zoologia**, 31 (2): 175–180.

1545. Nogueira, M.R.; Pol, A.; Pessôa, L.M.; Oliveira, J.A. & Peracchi, A.L. 2015. Small mammals (Chiroptera, Didelphimorphia, and Rodentia) from Jaíba, middle Rio São Francisco, northern Minas Gerais State, Brazil. **Biota Neotropica**, 15 (2): e20140126. <https://doi.org/10.1590/1676-06032015012614>

1546. Nogueira-Neto, P. 1973. **A criação de animais indígenas vertebrados**. Tecnapis. 327p.

1547. Norconk, M.A. 2007. Saki, uakaris, and titi monkeys: behavioral diversity in a radiation of primate seed predators, p.123–138. In: Campbell, C.J.; Fuentes, A.; Mackinnon, K.C.; Panger, M. & Bearder S. (eds.). **Primates in Perspectives**. Oxford University Press.

1548. Normande, I.C.; Luna, F.O.; Malhado, A.C.M.; Borges, J.C.G.; Viana Junior, P.C.; Attademo, F.L.N. & Ladle, R.J. 2014. Eighteen years of Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* releases in Brazil: lessons learnt. **Oryx**, 49: 338–344.

1549. Normande, I.C.; Malhado, A. C. M.; Reid, J.; Viana Junior, P.C.; Savaget, P.V.S.; Correia, R.A.; Luna, F.O. & Ladle, R.J. 2015. Post-release monitoring of Antillean manatees: an assessment of the Brazilian rehabilitation and release programme. **Animal Conservation**, 19 (3):235–246.

1550. Norris, D.; Rocha-Mendes, F.; Marques, R.; Nobre, R.A. & Galetti, M. 2011. Density and spatial distribution of buffy-tufted-ear marmosets (*Callithrix aurita*) in a continuous Atlantic forest. **International Journal of Primatology**, 32 (4): 811–829.

1551. Noss, A.; Peña, R. & Rumiz, D.I. 2004. Camera trapping *Priodontes maximus* in the dry forests of Santa Cruz, Bolivia. **Endangered Species UPDATE**, 21: 43–52.

1552. Notarbartolo-Di-Sciara, G.; Zanardelli, M.; Jahoda, M.; Panigada, S. & Airoidi, S. 2003. The fin whale, *Balaenoptera physalus* (L., 1758) in the Mediterranean Sea. **Mammal Review**, 33 (2): 105–150.

1553. Nowak, R.M. M. 1991. **Walker's Mammals of the World**. fifth edit ed. The Jonhns Hopkins University Press. 1629p.



1554. Nowak, R.M. & Paradiso, J.L. 1983. **Walker's Mammals of the World**. 4th ed. Vol ed. Johns Hopkins University Press.
1555. Nowak, R.M. 1999. **Walker's Mammals of the World, Volume 1**. 6th editio ed. Johns Hopkins University Press. 2015p.
1556. Nowak, R.M. 2005. **Walker's Carnivores of the World**. he Johns Hopkins University Press. 338p.
1557. Nowell, K. & Jackson, P. 1996. **Wild cats: status and conservation action plan**. The world Conservation Union, Species Status Commission, Cat Specialists Group.
1558. Nunes, A. 1995. Foraging and ranging patterns in white-bellied spider monkeys. **Folia Primatologica**, 65 (2): 85–99.
1559. Nunes, A.P.; Ayres, J.M.; Martins, E.S. & Silva Jr., J.S. 1988. Primates of Roraima (Brazil). I. Northeastern part of the territory. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologia**, 4 (1): 87–100.
1560. Nunes, A.P.; Ayres, J.M.; Martins, E.S. & Sousa e Silva Jr., J. 1998. Primates of the Ilha de Maracá, p.143–150. *In*: Milliken, W. & Rather, J.A. (eds.). **Maracá: The Biodiversity and Environment of an Amazonian Rainforest**. John Wiley & Sons Ltd.
1561. Nunes, S.F. 2004. **Riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada na região serrana no ES**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Espírito Santo. 65p.
1562. Oelschläger, H.H.A. & Oelschläger, J.S. 2002. Brain, p.133–158. *In*: Perrin, W.F.; Würsig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press.
1563. Olifiers, N.; Cunha, A.A.; Grelle, C.E.V.; Bonvicino, C.R.; Geise, L.; Pereira, L.G.; Vieira, M.V. & D'Andrea, P. 2007. Lista de espécies de pequenos mamíferos não-voadores do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, p.183–192. *In*: Cronemberger, C. & Castro, E.B.V. (eds.). **Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).
1564. Oliveira, A.B.L. 2012. **Presença ou ausência do *Callithrix aurita* em fragmentos de Mata Atlântica – formando uma estratégia de conservação da biodiversidade para o município de Sapucaia – RJ – Brasil**. Dissertação (Mestrado em Gestão e Conservação dos Recursos Naturais). Universidade Técnica de Lisboa. 57p.
1565. Oliveira, A.B.M. 2011. **Comportamento de bugios (*Alouatta clamitans* Cabrera, 1940) na Ilha Grande, RJ**. Dissertação (Mestrado). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 81p.
1566. Oliveira, A.C.; Kanegae, M.F.; Amaral, M.F. & Fávaro, F.L. 2010. **Guia para Observação das Aves do Parque Nacional de Brasília**. MMA/ICMBio. 157p.
1567. Oliveira, C.H.S. 2006. **Biologia da conservação na teoria e na prática: o estudo de caso de *Cavia intermedia*, um dos mamíferos mais raros do planeta**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro.
1568. Oliveira, D.A.G. & Ades, C. 1993. Aspectos do comportamento do bugio *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) no Parque Estadual da Cantareira (São Paulo). **Revista do Instituto Florestal**, 5: 163–174.
1569. Oliveira, E.H.; Lima, M.M.C.; Sbalqueiro, I.J. & Pissinatti, A. 1998. The karyotype of *Alouatta fusca clamitans* from Rio de Janeiro, Brazil: evidence for a Y chromosome translocation. **Genetic and Molecular Biology**, 21: 361–364.
1570. Oliveira, E.H.; Lima, M.M.C. & Sbalqueiro, I.J. 1995. Chromosomal variation in *Alouatta fusca*. **Neotropical Primates**, 3: 181–182.



1571. Oliveira, E.H.; Neusser, M.; Figueredo, W.B.; Nagamachi, C.; Pieczarka, J.C.; Sbalqueiro, I.J.; Wienberg, J. & Müller, S. 2002. The phylogeny of howler monkeys (*Alouatta*, Platyrrhini): reconstruction by multi-color cross-species chromosome painting. **Chromosome Research**, 10 (8): 669–683.
1572. Oliveira, E.H.C. 1996. Cytogenetic and phylogenetic studies of *Alouatta* from Brasil and Argentina. **Neotropical Primates**, 4 (4): 156–157.
1573. Oliveira, E.J.F.; Garcia, J.E.; Contel, E.P.B. & Duarte, J.M.B. 2005. Genetic structure of *Blastocerus dichotomus* populations in the Paraná river basin (Brazil) based on protein variability. **Biochemical Genetics**, 43 (5/6): 211–222.
1574. Oliveira, E.M.A.; Langguth, A.; Silva, K.G.; Soavinski, R.J. & Lima, R.P. 1990. **Mortalidade do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) na costa nordeste do Brasil**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Valdivia, Chile.
1575. Oliveira, F.F. & Langguth, A. 2004. Pequenos mamíferos (Didelphimorphia e Rodentia) de Paraíba e Pernambuco, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, 18 (2): 19–86.
1576. Oliveira, G.C.; Barcellos, J.F.M. & Rosas, F.C.W. 2007. Age estimation in giant otters (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora: Mustelidae) using growth layers groups in canine teeth. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 6 (2): 155–160.
1577. Oliveira, I.M. 2010. **Riqueza, abundância de espécies e uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte em cinco unidades de conservação no Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 91p.
1578. Oliveira, J. A. & Pessôa, L. M. 2005. Mamíferos da Chapada Diamantina, Bahia, p.411. In: Junca, F.A.; Funch, L. & Rocha, W. (eds.). **Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina**. Ministério do Meio Ambiente.
1579. Oliveira, J.A. & Bonvicino, C.R. 2011. Ordem Rodentia, p.359–415. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.; Pedro, W.A. & Lima, I. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.
1580. Oliveira, J.A.; Gonçalves, P.R. & Bonvicino, C.R. 2003. Mamíferos. In: Leal, I.; Tabarelli, M. & Silva, J.M. (eds.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**.
1581. Oliveira, J.A.; Gonçalves, P.R. & Bonvicino, C.R. 2004. Mamíferos da Caatinga, p.382. In: Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T. & Lins, L. (eds.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas e Embrapa Semi-Árido.
1582. Oliveira, L.C. & Dietz, J.M. 2009. Key tree species for the golden-headed lion tamarin and implications for shade-cocoa management in Southern Bahia, Brazil. **Animal Conservation**, (October 2015): 1–11.
1583. Oliveira, L.C.; Fernandez, F.A.S.; Schittini, G.M. & Passamani, M. 2004. Uso de fragmentos pequenos de Mata Atlântica pelo mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*, p.279–286. In: Mendes, S.L. & Chiarello, A. (eds.). **A Primatologia no Brasil**.
1584. Oliveira, L.C. & Grelle, C.E.V. 2012. Introduced primate species of an Atlantic Forest region in Brazil: present and future implications for the native fauna. **Tropical Conservation Science**, 5 (1): 112–120.
1585. Oliveira, L.C.; Loretto, D.; Viana, L.R.; Silva-Jr., J.S. & Fernandes, G.W. 2009. Primate community of the tropical rain forests of Saracá-Taquera National Forest, Pará, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 69 (4): 1091–1099.



1586. Oliveira, L.C.; Mendel, S.M.; Loretto, D.; Silva Júnior, J.S. & Fernandes, G.W. 2006. Edentates of the Saracá-Taquera National Forest, Pará, Brazil. **Edentata**, 7: 3–18.
1587. Oliveira, L.C.; Neves, L.G.; Raboy, B.E. & Dietz, J.M. 2011. Abundance of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) affects group characteristics and use of space by golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Cabruca agroforest. **Environmental Management**, 48 (2): 248–262.
1588. Oliveira, L.F.B.; Oliveira, J.A.; Bonvicino, C.R.; Tavares, F.E.; Cordeiro, J.L.P.; Coelho, I.P.; Vilela, J.; Caramaschi, F.P.; Silva, F.C.D.; Caetano, C.A. & Franco, S.M. 2014. Mamíferos, p.6–21. In: **Plano de Manejo do Parque Nacional do Viruá**. ICMBio.
1589. Oliveira, L.R.; Ott, P.H.; Flores, P.A.C.; Siciliano, S.; Almeida, R.S. & Bonatto, S.L. 2009. First molecular estimate of sex-ratio of southern right whale calves, *Eubalaena australis*, for Brazilian waters. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 89: 1003–1007.
1590. Oliveira, L.R.; Ott, P.H.; Graziotin, F.B.; Almeida, R.S. & Bonatto, S.L. 2006. **Tamanho efetivo e sinais de gargalogenético na população do Atlântico Sul ocidental de baleia-franca (*Eubalaena australis*)**. In: 52ª Congresso Brasileiro de Genética. Foz do Iguaçu, PR.
1591. Oliveira, M.A.; Messias, M.R. & Braga, N.R. 2008. **Aspectos da etnozootologia dos Uru-Eu-Wau-Wau, Rondônia**. In: IV Congresso Brasileiro de Mastozootologia.
1592. Oliveira, M.A. 2012. **Efeitos da Caça de Subsistência sobre a Comunidade de Mamíferos de uma Reserva Extrativista na Amazônia Sul-Occidental**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais). Universidade Federal do Acre. 89p.
1593. Oliveira, M.F. & Manzatti, L. 1996. New location for the muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in the state of São Paulo, Brazil. **Neotropical Primates**, 4 (3): 84–85.
1594. Oliveira, M.F.; Nishie, M.J. & Manzatti, L. 1999. **Reintrodução e monitoramento de um sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita*) na serra do Itapety, Mogi das Cruzes**. In: IX Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia. Santa Teresa, ES.
1595. Oliveira, M.M.; Boubli, J.P. & Kierulff, M.C.M. 2015. *Sapajus flavius*. IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136253A70612549. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015.RLTS.T136253A70612549.en>. (Acesso em 2012).
1596. De Oliveira, M.M.; Rylands, A.B.; Ferrari, S.F. & Silva Jr., J.S. 2008. *Mico rondoni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136804A4341743. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136804A4341743.en>. (Acesso em 2012).
1597. Oliveira, M.M.; Ferreira, J.C.; Mota, G.L.S. & Soares, S.G. 2007. Mapeamento das Áreas de Ocorrência de *Alouatta belzebul ululata* – Etapa Ceará, p.151–161. In: **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
1598. Oliveira, M.M. & Ferreira, J.G. 2008. *Alouatta belzebul ululata* Elliot, 1912, p.722–723. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1599. Oliveira, M.M. & Kierulff, M.C.M. 2008. *Alouatta ululata*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T918A13094890. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T918A13094890.en>. (Acesso em 2011).
1600. Oliveira, M.M. & Langguth, A. 2006. Rediscovery of marçgrave's capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). **Boletim do Museu Nacional**, 523: 1–16.



1601. Oliveira, M.M.; Marini-Filho, O.J. & Campos, V.O. 2005. The international committee for the conservation and management of Atlantic Forest atelids. **Neotropical Primates**, 13: 101–104.
1602. Oliveira, M.M. & Oliveira, J.C.C. 1993. A situação dos cebídeos como indicador do estado de conservação da Mata Atlântica no estado da Paraíba, Brasil, p.327. *In*: Yamamoto, M.E. & de Souza, M.B. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Editora Universitária.
1603. Oliveira, M.R.; Rosas, F.C.W.; Pinheiro, P.C. & Santos, R.A. 2008. Alimentação, p.91–101. *In*: **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza, *Sotalia guianensis***. Instituto de Pesquisas Cananeia (IPEC). Páginas & Letras, Editora e Gráfica.
1604. Oliveira, P.P. & Kierulff, M.C.M. 2008. *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus 1766), p.747–749. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1605. Oliveira, S.G.; Alfaro, J.W.L. & Veiga, L.M. 2014. Activity budget, diet, and *habitat* use in the critically endangered Ka'apor capuchin monkey (*Cebus kaapori*) in Pará State, Brazil: A preliminary comparison to other capuchin monkeys. **American Journal of Primatology**, 76 (10): 919–931.
1606. Oliveira, S.G. & Alfaro, J.W.L. 2013. **Orçamento de atividades e uso do espaço de um grupo de *Cebus kaapori* (Queiroz 1992) no Pará**. *In*: II Congresso Latino-Americano e do XV Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr). Recife, PE.
1607. Oliveira, S.G. & Alfaro, J.W.L. 2013. **Composição da dieta de um grupo de *Cebus kaapori* (Queiroz 1992) em Goianésia do Pará, PA**. *In*: II Congresso Latino-Americano e do XV Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia (SBPr). Recife, PE.
1608. Oliveira, S.G. 2011. **Ecologia e repertório vocal de um grupo habituado de *Cebus kaapori* (Queiroz, 1992) na região de influência da UHE de Tucuruí – PA**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi. 60p.
1609. De Oliveira, T.; Paviolo, A.; Schipper, J.; Bianchi, R.; Payan, E. & Carvajal, S.V. 2015. ***Leopardus wiedii***. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11511A50654216. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11511A50654216.en>. (Acesso em 2015).
1610. Oliveira, T. G. & Cassaro, K. 2005. **Guia de campo dos felinos do Brasil**. Instituto Pró-carnívoros, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Pró-vida Brasil. 80p.
1611. Oliveira, T.G. 2008. *Leopardus tigrinus* Schreber, 1775, p.787–788. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1612. Oliveira, T.G. & Boguea, N.O. 2004. Mamíferos Terrestres de Médio-Grande Porte da Região da Costa Oriental do Maranhão: uma Análise Preliminar. **Boletim de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão**, 17: 54–56.
1613. Oliveira, T.G. & Cassaro, K. 1999. **Guia de Identificação dos Felinos Brasileiros**. Sociedade de Zoológicos do Brasil. 60p.
1614. Oliveira, T.G. & Dalponte, J.C. 2008. *Speothos venaticus* (Lund, 1842), p.783–784. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1615. Oliveira, T.G.; Eizirik, E.; Schipper, J.; Valderrama, C.; Leite-Pitman, R. & Payan, E. 2008. ***Leopardus tigrinus***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11510A3289293. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11510A3289293.en>. (Acesso em 2016).



1616. Oliveira, T.G. 2008. *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), p.789–790. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1617. Oliveira, T.G.; Dias, P.A.; Quixaba-Vieira, O.; Ibanes, D.M.; Santos, J.P. & Paula, R.C. 2007. Mamíferos do Cerrado norte do Brasil, p.261–285. In: Barreto, L. (ed.). **Cerrado norte do Brasil**. USEB.
1618. Oliveira, T.G.; Gerude, R.G. & Silva Júnior, J.S. 2007. Unexpected mammalian records in the State of Maranhão. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Ciências Naturais**, 2 (2): 23–32.
1619. Oliveira, T.G.; Kasper, C.B.; Tortato, M.A.; Marques, R.V.; Mazim, F.D. & Soares, J.B.G. 2008. Aspectos ecológicos de *Leopardus tigrinus* e outros felinos de pequeno-médio porte no Brasil, p.37–105. In: Oliveira, T.G. (ed.). **Plano de ação para conservação de *Leopardus tigrinus* no Brasil**. Instituto Pró-Carnívoros/Fundo Nacional do Meio Ambiente.
1620. Oliveira, T.G.; Tortato, M.A.; Silveira, L.; Kasper, C.B.; Mazim, F.D.; Lucherini, M.; Jácomo, A.T.; Soares, J.B.G.; Rosane, V.M. & Sunquist, M. 2010. Ocelot ecology and its effects on the small-felid guild in the lowland neotropics, p.559–580. In: Macdonald, D.W. & Loveridge, A.J. (eds.). **Biology and conservation of the wild felids**. Oxford University Press.
1621. Oliveira, T.G. 1988. *Leopardus wiedii*. **Mammalian Species**, 579: 1–6.
1622. Oliveira, T.G. 1994. **Neotropical cats: Ecology and conservation**. EDUFMA. 220p.
1623. Oliveira, T.G. 1998. *Herpailurus yagouaroundi*. **Mammalian Species**, 578: 1–6.
1624. Oliveira, T.G. 2002. Ecología comparativa de la alimentación del jaguar y del puma en el Neotrópico, p.265–288. In: Medellín, R.A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K.H.; Robinson, J.G.; Sanderson, E. & Taber, A. (eds.). **Jaguars in the new millennium**. National Autonomous University of Mexico.
1625. Oliveira, T.G. 2004. The oncilla in Amazonia: unraveling a myth. **Cat News**, 41: 29–32.
1626. Oliveira, T.G. 2009. Distribution, *habitat* utilization and conservation of the Vulnerable bush dog *Speothos venaticus* in northern Brazil. **Oryx**, 43: 247–253.
1627. Oliveira, T.G. 2011. **Ecologia e conservação de pequenos felinos no Brasil e suas implicações para o manejo**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais. 204p.
1628. Oliveira, V.B.; Linares, A.M.; Corrêa, G.L.C. & Chiarello, A.G. 2008. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25 (2): 376–378.
1629. Oliver, W.L.R. & Santos, I.B. 1991. Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of south-east Brazil. Jersey Wildlife Preservation Trust. **Jersey Wildlife Preservation Trust, Special Scientific Report**, 4: 1–126.
1630. Olmos, F. & Martuscelli, P. 1995. Hábitat and distribution of the buffy-tufted-ear marmoset *Callithrix aurita* in São Paulo State, Brazil, with notes on its natural history. **Neotropical Primates**, 3 (3): 75–79.
1631. Olmos, F. 1993. Diet of sympatric Brazilian caatinga peccaries. **Journal of Tropical Ecology**, 9 (2): 255–258.
1632. Olmos, F. 1993. Notes on the food *habitat* of Brazilian “Caatinga” carnivores. **Mammalia**, 57 (1): 126–130.



1633. Olmos, F. 1995. Edentates in the caatinga of Serra da Capivara National Park. **Edentata**, 2: 1617.
1634. Ott, P.; Groch, K.R. & Danilewicz, D. 2008. *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), p.802–804. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1635. Ott, P. H. & Danilewicz, D. 1996. Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern Brazil. **Mammalia**, 62: 605–609.
1636. Ott, P. H.; Domit, C.; Siciliano, S. & Flores, P.A.C. A. C. 2010. **VII Workshop para a coordenação da pesquisa e conservação de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844)**. Fundação Yacu Pacha/GEMARS. Florianópolis, SC. 163p.
1637. Ott, P. H.; Secchi, E. R.; Moreno, I. B.; Danilewicz, D.; Crespo, E. A.; Bordino, P.; Ramos, R.; Di Benedetto, A. P.; Bertozzi, C.; Bastida, R.; Zanelatto, R.; Perez, J. E. & Kinas, P. G. 2002. Report of the Working Group on Fishery Interactions. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1: 55–64.
1638. Ott, P.H. H. 2002. **Diversidade genética e estrutura populacional de duas espécies de cetáceos do Atlântico Sul Ocidental: *Pontoporia blainvillei* e *Eubalaena australis***. Tese (Doutorado em Genética Molecular). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 142p.
1639. Pacagnella, S. 1991. Censo populacional de Monos-Carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) no Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo, p.225–234. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Fundação Biodiversitas.
1640. Pacheco, L.F. & Simonetti, J.A. 2000. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. **Conservation Biology**, 14 (6): 1766–1775.
1641. Pádua, S.M.; Dietz, L.A.; Rambaldi, D.M.; Souza, M.G. & Santos, G.R. 2002. In situ environmental education and the lion tamarins, p.475. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A. (eds.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press.
1642. Pádua, S.M. & Valladares-Padua, C.B. 1997. Um programa integrado para a conservação do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) - pesquisa, educação e envolvimento comunitário, p.119–132. In: Pádua, S.M. & Tabanez, M. (eds.). **Educação Ambiental: Caminhos Trilhados no Brasil**. Fundo Nacional do Meio Ambiente.
1643. Paes, R.C.S.; Ribeiro, O.C.; Carneiro Monteiro, L.A.R.; Figueiredo, A.O.; Neto, A.A.C.; Oliveira, J.M.; Da Rosa, G.O.; Keuroghlian, A.; Piovezan, U. & Herrera, H.M. 2009. Enfermidades de Ocorrência no Porco Monteiro (*Sus scrofa*) no Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brasil. **Suiform Soundings**, 9 (1): 29–34.
1644. Paglia, A.P.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Herrmann, G.; Aguiar, L.M.S.; Chiarello, A.G.; Leite, Y.L.R.; Costa, L.P.; Siciliano, S.; Kierulff, M.C.M.; Mendes, S.L.; Tavares, V.C.; Mittermeier, R.A. & Patton, J.L. 2012. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil, 2a Edição**. Conservation International. 76p.
1645. Paim, F.P. & Queiroz, H.L. 2009. Diferenças nos parâmetros acústicos das vocalizações de alarme das espécies de Saimiri Voigt, 1831 (Primates, Cebidae) na Floresta de Várzea – Reserva Mamirauá. **Uakari**, 5 (1): 49–60.
1646. Paim, F.P.; Silva Júnior, J.S.; Valsecchi, J.; Harada, M.L. & Queiroz, H.M. 2013. Diversity, Geographic Distribution and Conservation of Squirrel Monkeys, *Saimiri* (Primates, Cebidae), in the Floodplain Forests of Central Amazon. **International Journal of Primatology**, 34 (5): 1055–1076.
1647. Paim, F.P. 2008. **Estudo comparativo das espécies de *Saimiri Voigt*, 1831 (Primates, Cebidae) na Reserva Mamirauá, Amazonas**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém. 89p.



1648. Painter, R.L.E.; Wallace, R.B. & Pickford, D. 1995. Relative abundances of peccaries in areas of different human pressures within the Beni Biosphere Reserve, Bolivia. **Ibex-Journal of Mountain Ecology**, 3: 49–52.
1649. Paiva, M.P. & Grangeiro, B.F. 1965. Biological investigations on the whaling seasons 1960-1963, off northeastern coast of Brazil. **Arquivos da Estação de Biologia Marinha da Universidade do Ceará**, 5 (1): 29–64.
1650. Paiva, M.P. & Grangeiro, B.F. 1970. Investigations on the whaling seasons 1964-1967, off northeastern coast of Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, 10 (2): 111–126.
1651. Palacios, E.; Boubli, J.P.; Stevenson, P.; Di Fiore, A. & de La Torre, S. 2008. **Lagothrix lagotricha**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11175A3259920. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11175A3259920.en>. (Acesso em 2011).
1652. Palacios, R.; Walker, R.S. & Novaro, A.J. 2012. Differences in diet and trophic interactions of Patagonian carnivores between areas with mostly native or exotic prey. **Mammalian Biology**, 77: 183–189.
1653. Palazzo Jr., J.T. & Carter, L.A. 1983. **A caça de baleias no Brasil**. AGAPAN. 25p.
1654. Palazzo Jr., J.T. & Flores, P.A.C. 1996. **Progress report on the southern right whale *Eubalaena australis* off Santa Catarina, southern Brazil: 1995**. In: 7º Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, y 1º Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos. Viña Del Mar.
1655. Palazzo Jr., J.T. & Flores, P.A.C. 1998. **Right whales *Eubalaena australis* in southern Brazil: a summary of current knowledge and research needs**. In: International Whaling Commission Workshop on the comprehensive assessment of right whales: a worldwide comparison. Monkey Valley, South Africa. 1998. p. 19-25.
1656. Palma, R.E. 1995. Range expansion of two South American mouse opossums (*Thylamys*, Didelphidae) and their biogeographic implications. **Revista Chilena De Historia Natural**, 68: 515–522.
1657. Palmeira, F.B.L.; Crawshaw Jr., P.G.; Haddad, C.M.; Ferraz, K.M.P.M. & Verdade, L. M. 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. **Biological Conservation**, 141 (1): 118–125.
1658. Panebianco, M. V.; Negri, M. F. & Cappozzo, H. L. 2012. Reproductive aspects of male franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off Argentina. **Animal Reproduction Science**, 131: 41–48.
1659. Paranhos, K.M.; Martins, C.S. & Valladares-Padua, C.B. 2003. **Resultados preliminares da atualização do status populacional do mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus*, no Parque Estadual Morro do Diabo, SP**. In: III Simpósio sobre micos-leões. Livro de Resumos do III Simpósio sobre micos leões.
1660. Paranhos, K.M.; Martins, C.S. & Valladares-Padua, C.B. 2005. **Dispersão e formação de grupos em mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus* Mikan 1823) no Parque Estadual Morro do Diabo - SP**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Livro de Resumos do XI Congresso Brasileiro de Primatologia.
1661. Paranhos, K.M. 2006. **Estimativas populacionais para espécies raras: o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) como modelo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal do Paraná. 53p.
1662. Pardiñas, U.; D’Elía, G.; Teta, P. & Patterson, B. 2008. ***Kunsia fronto***. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11062A3248906. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11062A3248906.en>. (Acesso em 2012).



1663. Pardiñas, U. & Teta, P. 2015. Genus *Thalpomys* Thomas, 1916. In: Patton, J.L.; Pardiñas, U.F.J. & D'Elia, G. (eds.). **Mammals of South America**. University of Chicago Press.
1664. Pardiñas, U.F.J. & Bezerra, A.M.R. 2015. Genus *Gyldenstolpia* Pardiñas, D'Elia, and Teta, 2009, In: Patton, J.L.; Pardiñas, U.F.J. & D'Elia, G. (eds.). **Mammals of South America**. University of Chicago Press.
1665. Pardiñas, U.F.J.; D'Elia, G. & Teta, P. 2008. Una introducción a los mayores sigmodontinos vivientes: revisión de *Kunsia* Hershkovitz, 1966 y descripción de un nuevo género (Rodentia: Cricetidae). **Arquivos do Museu Nacional**, 66 (3-4): 509–594.
1666. Pardiñas, U.F.J.; Teta, P.; Alvarado-Serrano, D.F.; Geise, L.; Jayat, J.P.; Ortiz, P.E.; Gonçalves, P.R. & D'Elia, G. 2015. Genus *Akodon* Meyen, 1833, p.144–204. In: Patton, J.L.; Pardiñas, U.F.J. & D'Elia, G. (eds.). **Mammals of South America**. The University of Chicago Press.
1667. Pardiñas, Ulyses F J; Teta, Pablo; Alvarado-Serrano, Diego F.; Geise, Lena; Jayat, J Pablo; Ortiz, Pablo E; Gonçalves, Pablo R & D'Elia, Guillermo. 2015. Genus *Akodon* Meyen, 1833, p.144–204. In: Patton, J.L.; Pardiñas, U.F.J. & D'Elia, G.(eds.). **Mammals of South America, Volume 2: Rodents**. The University of Chicago Press.
1668. Pardini, R.; Bueno, A.A.; Gardner, T.A.; Prado, P.I. & Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, 5 (10): e13666.
1669. Pardini, R. & Develey, P.F. 2004. Mamíferos de médio e grande porte na estação ecológica Jureia-Itatins, p.304–313. In: Marques, O.A.V. & Buleba, W. (eds.). **Estação ecológica Jureia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Holos.
1670. Parente, C.L.; Vergara-Parente, J.E. & Lima, R.P. 2004. Strandings of Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus*) in northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3: 69–76.
1671. Parera, A. 2002. **Los mamíferos de la Argentina y la region austral de Sudamerica**. El Ateneo.
1672. Parry, L.; Barlow, J. & Peres, C.A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 23 (06): 653–662.
1673. Paschoal, A.; Santiago, F.L.; Castilho, M.V.; Perilli, M.L.L.; Câmara, E.V.C. & Oliveira, L.C. 2004. **Novo registro de *Trinomys moojeni* (Rodentia: Echimyidae) no Parque Nacional da Serra do Cipó - MG**. In: Congresso Brasileiro de Zoologia, 25. Brasília, DF.
1674. Paso-Viola, M. N.; Denuncio, P.; Negri, M.F.; Rodríguez, D.; Bastida, R. & Cappozzo, H. L. 2014. Diet composition of franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* from southern Buenos Aires, Argentina and its interaction with fisheries. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, 49 (2): 393–400.
1675. Pasquotto, A.M.; Joppert, A.M. & Summa, M.E.L. 2002. **Levantamento das principais causas de encaminhamento de bugios (*Alouatta fusca clamitans*) aos centros de triagem no município de São Paulo**. In: XI Congresso Paulista de Zoológicos.
1676. Passamani, M.; Mendes, S.L. & Chiarello, A.G. 2000. Nonvolant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão**, 11/12: 201–214.
1677. Passamani, M. & Mendes, S.L. 2007. Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo. **IPEMA (Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica)**, 140p.
1678. Passamani, M. 2008. Densidade e tamanho de grupos de primatas na Mata Atlântica serrana do



sudoeste do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Zoociências**, 10 (1): 29–34.

1679. Passos, F.C. & Alho, C.J.R. 2001. Importância de diferentes substratos no comportamento de forrageio por presas do mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 18: 335–342.

1680. Passos, F.C.; Miranda, J.M.D.; Aguiar, L.M.; Ludwig, G.; Bernardi, I.P. & Moro-Rios, R.F. 2006. Distribuição e ocorrência de Primatas no Estado do Paraná, Brasil, p.119–149. *In*: Bicca-Marques, J.C. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. EDIPUCRS.

1681. Passos, F.C. 1993. Behavior and feeding ecology of the Black Lion Tamarin. **Neotropical Primates**, 1 (3): 9.

1682. Passos, F.C. 1997. Seed dispersal by Black Lion Tamarin, *Leontopithecus chrysopygus* (Callitrichidae), in southeastern Brazil. **Mammalia**, 61 (1): 109–111.

1683. Passos, F.C. 1997. **Padrão de atividades, dieta e uso do espaço em um grupo de mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) na Estação Ecológica dos Caetetus, SP**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos.

1684. Passos, F.C. 1999. Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica dos Caetetus, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16 (1): 335–342.

1685. Patenaude, N.J. & Baker, C.S. 2001. Population status and *habitat* use of southern right whales in the sub-Antarctic Auckland Island of New Zealand. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 111–116.

1686. Patton, J.; Catzefflis, F.; Weksler, M. & Percequillo, M. 2008. *Rhipidomys cariri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136357A4279986. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2013).

1687. 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.488. *In*: **Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco**. SEDR/DZT/MMA.

1688. Paula, R.C.; Desdiz, A. & Cavalcanti, S. 2013. **Plano de ação nacional para a conservação da onça-pintada**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 384p.

1689. Paula, R.C. & Lemos, F.G. 2009. **Mamíferos da Flona de Altamira e PARNA Jamanxim**. Relatório técnico.

1690. Paula, R.C.; Médici, P. & Morato, R.G. 2008. **Plano de ação para a conservação do Lobo-guará: análise de viabilidade populacional e de habitat**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 158p.

1691. Paula, R.C.de & DeMatteo, K.E. 2015. *Chrysocyon brachyurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4819A82316878. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T4819A82316878.en>. (Acesso em 2016).

1692. Paula, R.C.de & Rodrigues, F.H.G. 2008. *Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1815, p.780–782. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1693. Paulo, Fundação Florestal do Estado de São. 2010. **Plano de Manejo - Parque Estadual do Jurupará**.

1694. Paviolo, A.; Di Blanco, Y.E.; De Angelo, C.D. & Di Bitetti, M.S. 2009. Protection affects the



abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, 90 (4): 926–934.

1695. Payne, R.; Brazier, O.; Dorsey, E.M.; Perkins, J.S.; Rowntree, V.J. & Titus, A. 1983. External features in southern right whales (*Eubalaena australis*) and their use in identifying individuals, p.371–445. In: Payne, R. (ed.). **Communication and behavior of whales**. Boulder: Westview Press.

1696. Payne, R.; Rowntree, V.J. & Perkins, J.S. 1990. Population size, trends and reproductive parameters of right whales (*Eubalaena australis*) off Peninsula Valdes, Argentina. **Reports of the International Whaling Commission**, 12: 271–278.

1697. Payne, R. 1986. Long term behavioral studies of the southern right whale (*Eubalaena australis*). **Reports of the International Whaling Commission**, 10: 161–168.

1698. 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, E.; Guix, J.C.; Serra, A. & Pisciotto, K. (eds.). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment**. Centre de Recursos de Biodiversitat Animal/Universitat de Barcelona.

1699. Peetz, A. 2001. Ecology and social organisation of the bearded saki *Chiropotes satanas chiropotes* (Primates: Pitheciinae) in Venezuela. **Ecotropical Monographs**, 1 170.

1700. Peixoto, L.S. & Pedreira, C.M. 1982. Polimorfismo cromossômico em Callithricidae, p.133–146. In: Saldanha, P. (ed.). **Genética Comparada de Primatas Brasileiros**. Sociedade Brasileira de Genética.

1701. Peracchi, A. L. & Albuquerque, S. T. 1985. Considerações sobre a distribuição geográfica de algumas espécies do gênero *Micronycteris* Gray, 1866 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). **Arquivos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, 8 (1): 23–26.

1702. Peracchi, A.L. & Albuquerque, S.T. 1985. Considerações sobre a distribuição geográfica de algumas espécies do gênero *Micronycteris* Gray, 1866 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae). **Arquivos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, 8 (1): 23–26.

1703. Peracchi, A.L.; Lima, I.P.; Reis, N.R. & Ortencio-Filho, H. 2011. Ordem Chiroptera, p.439. In: Reis, N.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.

1704. Percequillo, A. & Weksler, M. 2008. *Euryoryzomys lamia*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T15602A4890429. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T15602A4890429.en>. (Acesso em 2012).

1705. Pereira, A.P.C.P. 2002. **Ecologia alimentar do cuxiú-preto (*Chiropotes satanas satanas*) na Fazenda Amanda, Pará**. Dissertação (Mestrado em Psicologia). Universidade Federal do Pará. 65p.

1706. Pereira, C.S.; Amorim, S.D.; Santos, A.F.D.M.; Siciliano, S.; Moreno, I.B.; Ott, P.H. & Rodrigues, D.P. 2008. *Plesiomonas shigelloides* and Aeromonadaceae family pathogens isolated from marine mammals of southern and southeastern Brazilian coast. **Brazilian Journal of Microbiology**, 39: 749–755.

1707. Pereira, D.G.; Oliveira, M.E.A. & Ruiz-Miranda, C.R. 2008. Interações entre calitriquídeos exóticos e nativos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ. **Espaço & Geografia**, 11 (1): 67–94.

1708. Pereira, D.G. 2006. **Calitriquídeos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ: interações entre espécies exóticas invasoras e espécies nativas**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade Federal Fluminense. 76p.

1709. Pereira, D.G. 2010. **Densidade, genética e saúde populacional como ferramentas para propor um plano de controle e erradicação de invasão biológica: o caso de *Callithrix aurita* (Primates) no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ, Brasil**. Tese (Doutorado em Meio Ambiente). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 158p.



1710. Pereira, J.; Lucherini, M. & Trigo, T. 2015. *Leopardus geoffroyi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T15310A50657011. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T15310A50657011.en>. (Acesso em 2015).
1711. Pereira, J.; Varela, D. & Fracassi, N. 2002. The Pampas cat in Argentina: is it absent from the Pampas?. **Cat News**, 36: 20–22.
1712. Pereira, J.A.; Di Bitetti, M.S.; Fracassi, N.G.; Paviolo, A.; De Angelo, C.D.; Di Blanco, Y.E. & Novaro, A.J. 2011. Population density of Geoffroy's cat in scrublands of Central Argentina. **Journal of Zoology**, 283: 37–44.
1713. Pereira, J.A.; Fracassi, N.G.; Rago, V.; Ferreyra, H.; Marull, C.A.; McAloose, D. & Uhart, M.M. 2010. Causes of Mortality in a Geoffroy's Cat Population - a Long-term Survey Using Diverse Recording Methods. **European Journal of Wildlife Research**, 56: 939–942.
1714. Pereira, J.A.; Fracassi, N.G. & Uhart, M.M. 2006. Numerical and Spatial Responses of Geoffroy's Cat (*Oncifelis geoffroyi*) to Prey Decline in Argentina. **Journal of Mammalogy**, 87: 1132–1139.
1715. Pereira, J.A.; Walker, R.S. & Novaro, A.J. 2012. Effects of livestock on the feeding and spatial ecology of Geoffroy's cat. **Journal of Arid Environments**, 76: 36–42.
1716. Pereira, J.A. 2010. Activity Pattern of Geoffroy's Cats (*Leopardus geoffroyi*) during a Period of Food Shortage. **Journal of Arid Environments**, 74: 1106–1109.
1717. Pereira, L.C.M. 2006. **Área de vida e padrões de deslocamento de *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) Primates: Atelinae) em um fragmento florestal no município de Castro, estado do Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná. 107p.
1718. Pereira, L.G. & Geise, L. 2009. Non-flying mammals of Chapada Diamantina (Bahia, Brazil). **Biota Neotropica**, 9 (3): 185–196.
1719. Pereira, M.C.; Szabó, M.P.J.; Bechara, G.H.; Matushima, E.R.; Duarte, J.M.B.; Rechav, Y.; Fielden, L. & Keirans, J. 2000. Ticks (Acari; Ixodidae) associated with wild animals in the Pantanal region of Brazil. **Journal of Medical Entomology**, 37 (6): 979–983.
1720. Pereira, R. J. G. 2002. **Monitoramento da atividade reprodutiva anual dos machos de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em cerrado do Brasil Central**. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 92p.
1721. Pereira, R.J.G.; Duarte, J.M.B. & Negrão, J.A. 2006. Effects of environmental conditions, human activity, reproduction, antler cycle and grouping on fecal glucocorticoids of free-ranging Pampas deer stags (*Ozotoceros bezoarticus bezoarticus*). **Hormones and Behavior**, 49: 114–122.
1722. 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: 115–123.
1723. Peres, C.A.; Barlow, J. & Haugaasen, T. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian Forest. **Oryx**, 37 (1): 97–109.
1724. Peres, C.A. & Palacios, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, 39 (3): 304–315.
1725. Peres, C.A. 1988. Primate community structure in western Brazilian Amazonia. **Primate Conservation**, 9: 83–87.
1726. Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological**



Conservation, 54: 47–49.

1727. Peres, C.A. 1991. Humboldt's woolly monkeys decimated by hunting in Amazonia. **Oryx**, 25 (2): 89–95.

1728. Peres, C.A. 1991. Observations on hunting by small-eared (*Atelocynus microtis*) and bush dogs (*Speothos venaticus*) in central-western Amazonia. **Mammalia**, 55: 635–639.

1729. Peres, C.A. 1993. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 259–276.

1730. Peres, C.A. 1994. Which are the largest New World monkeys? **Journal of Human Evolution**, 26: 245–249.

1731. Peres, C.A. 1994. Diet and feeding ecology of gray woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha cana*) in central Amazonia: comparisons with other atelines. **International Journal of Primatology**, 15 (3): 333–372.

1732. Peres, C.A. 1996. Use of space, spatial group structure, and foraging group size of gray woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha cana*) at Urucu, Brazil: A review of the Atelinae., p.467–488. In: Norconk, M.A.; Rosenberger, A.L. & Garber, P.A. (eds.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. Plenum Press.

1733. Peres, C.A. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, 13: 381–405.

1734. Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, 14 (1): 240–253.

1735. Perez, D.M. 1997. **Estudo ecológico do bugio-ruivo em uma floresta de araucária do sul do Brasil (*Alouatta fusca*, Ihering 1914, Primates, Cebidae)**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.

1736. Perez, S.E.A. 2008. **Ecologia da onça-pintada nos Parques Nacionais da Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí**. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Universidade de Brasília. 106p.

1737. Perez-Sweeney, B.M.; Valladares-Padua, C.B.; Martins, C.S.; Morales, J.C. & Melnick, D.J. 2008. Examination of the taxonomy and diversification of *Leontopithecus* using the mitochondrial control region. **International Journal of Primatology**, 29: 245–263.

1738. Persson, V.G. & Lorini, M.L. 1993. Notas sobre o mico-leão-de-cara-preta, *Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990, no sul do Brasil (Primates, Callitrichidae), p.169–181. In: Yamamoto, M.E. & de Sousa, M.B.C. (eds.). **A Primatologia no Brasil 4**. Sociedade Brasileira de Primatologia.

1739. Pessôa, L.M.; Tavares, W.C.; Oliveira, J.A. & Patton, J.L. 2015. Genus *Trinomys* Thomas, 1921. In: Patton, J.L.; Pardiñas, U.F. & D'Elía, G. (eds.). **Mammals of South America, Volume 2: Rodents**. University of Chicago Press.

1740. Petroni, L.M. 1993. **Aspectos da ecologia e comportamento do mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy 1806 – Cebidae, Primates) na Fazenda Intervales, Serra da Paranapiacaba, São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 78p.

1741. Petroni, L.M. 2001. **Caracterização da área de uso e dieta do mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*, Cebidae – Primates) na Mata Atlântica, Serra de Paranapiacaba, SP**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo.

1742. Pickles, R.S.A.; Groombridge, J.J.; Zambrana Rojas, V.D.; Van Damme, P.; Gottelli, D.; Kundu, S.;



- Ariani, C.V.; Iyenar, A. & Jordan, W.C. 2011. Evolutionary history and identification of conservation units in the giant otter, *Pteronura brasiliensis*. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 61 (3): 616–627.
1743. Pickles, R.S.A.; Groombridge, J.J.; Zambrana Rojas, V.D.; Van Damme, P.; Gottelli, D.; Ariani, C.V. & Jordan, W.C. 2011. Genetic diversity and population structure in the endangered giant otter, *Pteronura brasiliensis*. **Conservation Genetics**, 67 (4 suppl): 819–827.
1744. Pilleri, G. 1971. On the La Plata dolphin, *Pontoporia blainvillei* off the Uruguayan coasts. **Investigations on Cetacea**, 2 (1): 59–68.
1745. Pilleri, G. & Gühr, M. 1977. Observations on the Bolivian, *Inia boliviensis*, (D'Orbigny, 1834) and the Amazonian bufeo, *Inia geoffrensis* (Blainville, 1817), with a description of a new subspecies (*Inia geoffrensis humboldtiana*), p.11–76. In: Pilleri, G. (ed.). **Investigations on Cetacea**. Hirnanatomisches Institut der Universität.
1746. Pimenta, F.E. & Silva Jr., J.S. 2005. An update on the distribution of primates of the Tapajós-Xingu interfluvium, Central Amazonia. **Neotropical Primates**, 13 (2): 23–28.
1747. Pina, A.L.C.B.; Souza, L.L. & Ferrari, S.F. 2002. Spacing patterns of *Alouatta belzebul* groups, p.685–695. In: Lisboa, P.L.B. (ed.). **Caxiuana: Populações Tradicionais, Meio Físico e Diversidade Biológica**. Museu Paraense Emílio Goeldi
1748. Pinder, L. & Grosse, A.P. 1991. *Blastocerus dichotomus*. **Mammalian Species**, 380: 1–4.
1749. Pinder, L. & Leeuwenberg, F. 1997. Veado-Catingueiro (*Mazama gouazoubira* Fisher, 1814), p.60–68. In: Duarte, J.M.B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama**. FUNEP.
1750. Pinder, L. & Seal, U.S. 1995. **Population and Habitat Viability Assessment Report for Marsh deer *Blastocerus dichotomus* (PHVA)**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group. 172p.
1751. Pinder, L. 1985. **Observações preliminares sobre a preguiça de coleira (*Bradypus torquatus*) (Illiger, 1811) (Edentata, Bradypodidae)**. In: XII Congresso Brasileiro de Zoologia. Anais do Congresso Brasileiro de Zoologia.
1752. Pinder, L. 1993. Body measurements, karyotype, and birth frequencies of Maned Sloth (*Bradypus torquatus*). **Mammalia**, 57 (1): 43–48.
1753. Pinder, L. 1994. Status of Pampas deer in Brazil, p.157–162. In: González, S.; Merino, M.; Gimenez-Dixon, M.; Ellis, S. & Seal, U. (eds.). **Population and Habitat Viability Assessment for the Pampas Deer (*Ozotoceros bezoarticus*)**. Report CBSG/IUCN.
1754. Pinder, L. 1995. Marsh deer seasonal movements and home range size, p.105. In: **Population and Habitat Viability Assessment Report for Marsh deer *Blastocerus dichotomus* (PHVA)**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
1755. Pinder, L. 1996. Marsh Deer *Blastocerus dichotomus* population estimate in the Paraná River, Brasil. **Biological Conservation**, 75: 87–91.
1756. Pinedo, M. C.; Praderi, R. & Brownell Jr., R. L. 1989. Review of the biology and status of the franciscana *Pontoporia blainvillei*, p.46–51. In: Perrin, W.F.; Brownell R.L.; Zhou, K.A.I.Y.A. & Liu, L.J. (ed.). **Biology and conservation of the river dolphins**. World Conservation Union, Gland, Switzerland.
1757. Pinedo, M.C. & Hohn, A.A. 2000. Growth layer patterns in teeth from the franciscana, *Pontoporia blainvillei*: developing a model for precision in age estimation. **Marine Mammal Science**, 16 (1): 1–27.



1758. Pinedo, M.C.; Rosas, F.C.W. & Marmontel, M. 1992. **Cetáceos e pinípedes do Brasil: uma revisão dos registros e guia para identificação das espécies**. UNEP/FUA. 231p.
1759. Pinto, L.P. & Setz, E.Z.F. 2000. Sympatry and new locality for *Alouatta belzebul discolor* and *Alouatta seniculus* in the southern Amazon. **Neotropical Primates**, 8: 150–151.
1760. Pinto, L.P. & Setz, E.Z.F. 2004. Diet of *Alouatta belzebul discolor* in an Amazonian rain forest of northern Mato Grosso State, Brazil. **International Journal of Primatology**, 25 (6): 1197–1211.
1761. Pinto, L.P. 1994. **Distribuição geográfica, população e estado de conservação do mico-leão-da-cara-dourada, *Leontopithecus chrysomelas* (Callitrichidae, Primates)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. 111p.
1762. Pinto, L.P. 2002. **Dieta, padrão de atividades e área de vida de *Alouatta belzebul discolor* (Primates, Atelidae) em Paranaíta, norte do Mato Grosso**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 116p.
1763. Pinto, L.P. 2008. **Ecologia alimentar de um grupo de cuxiús-de-nariz-vermelho *Chiropotes albinasus* (Primates: Pitheciidae) na Floresta Nacional do Tapajós, Pará**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas. 147p.
1764. Pinto, L.P.S.; Costa, C.M.R.; Strier, K.B. & Fonseca, G.A.B. 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. **Folia Primatologica**, 61: 135–143.
1765. Pinto, L.P.S. & Rylands, A.B. 1997. Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. **Folia Primatologica**, 68: 161–180.
1766. Pinto, M.C.M. 2006. **Padrão comportamental de um grupo de macacos-prego (*Cebus apella cay*, Illiger, 1815) no Parque Estadual Matas do Segredo, Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
1767. Pinto, N.; Lasky, J.; Bueno, R.; Keitt, T.H. & Galetti, M. 2009. Primate densities in the Atlantic forest of Southeast Brazil: the role of *habitat* quality and anthropogenic disturbance. In: Garber, P.A.; Estrada, A.; Bicca-Marques, J.C.; Heymann, E.W. & Strier, K.B. (Eds.). **South American primates: comparative perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation**. Springer Science & Business Media. New York.
1768. Pinto, O. 1941. Da validade de *Cebus robustus* Kuhl e de suas relações com as formas mais afins. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, 1 (15): 111–120.
1769. Piovezan, U. 2004. **História Natural, área de vida, abundância de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) e monitoramento de uma população à montante da hidrelétrica Sérgio Motta, rio Paraná, Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 116p.
1770. Pitman, M.R.P.L.; Oliveira, T.G.; Paula, R.C. & Indrusiak, C. 2002. **Manual de Identificação, Prevenção e Controle de Predação por Carnívoros**. Edições IBAMA. 83p.
1771. Polanco-Ochoa, R.; Jaimes, V. & Piragua, W. 1999. Los mamíferos del Parque Nacional Natural La Paya, Amazonía Colombiana. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias**, 23: 671–682.
1772. Polisar, J.; Maxit, I.E.; Scognamillo, D.; Farrell, L.; Sunquist, M. & Eisenberg, J.F. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle range: ecological interpretation of a management problem. **Biological Conservation**, 109: 297–310.
1773. Polisar, J.; Scognamillo, D.; Maxit, I.E. & Sunquist, M. 2008. Patterns of vertebrate abundance in



a tropical mosaic landscape. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 43: 85–98.

1774. Pontalti, M. & Danielski, M. 2011. Registros de enredamentos de baleias franca, *Eubalaena australis* (Cetacea, Mysticeti), na temporada reprodutiva de 2010, em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, 24 (2): 109–112.

1775. Port-Carvalho, M. & Ferrari, S.F. 2004. Occurrence and diet of the black bearded saki (*Chiropotes satanas satanas*) in the fragmented landscape of western Maranhao, Brazil. **Neotropical Primates**, 12 (1): 17–21.

1776. Port-Carvalho, M. & Kierulff, M.C.M. 2009. *Callithrix aurita* (É. Geoffroy, 1812) Primates, Callitrichidae, p.46. In: Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M. & Sugieda, A.M. (eds.). **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente.

1777. Portella, A.S.; Rocha, C.R. & Vieira, E.M. 2012. **Avaliação de dois métodos para a captura do mocó acrobata *Kerodon acrobata* Moojen, Locks & Langguth, 1997 (Rodentia: Caviidae)**. In: Livro de Resumos do II Congresso Latinoamericano y XXV Jornadas Argentinas De Mastozoología. Buenos Aires, Argentina.

1778. Portfors, C.V.; Fenton, M.B.; Aguiar, L.M.S.; Baumgarten, J.E.; Vohnhof, M.J.; Bouchard, S.; Faria, D.M.; Pedro, W.A.; Rauntentbach, N.I.L. & Zortéa, M. 2000. Bats from Fazenda Intervalles, Southeastern Brazil – species account and comparison between different sampling methods. **Revista Brasileira de Zoologia**, 17 (2): 533–538.

1779. Porton, I.J.; Kleiman, D.G. & Rodden, M. 1987. Aseasonality of bush dog reproduction and the influence of social factors on the estrous cycle. **Journal of Mammalogy**, 68: 867–871.

1780. Possamai, C.B.; Young, R.J.; Oliveira, R.C.F.; Mendes, S.L. & Strier, K.B. 2005. Age related variation in copulations of male northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*). **Folia Primatologica**, 76: 33–36.

1781. Powell, J.A. 1978. Evidence of carnivory in manatees (*Trichechus manatus*). **Journal of Mammalogy**, 59 (2): 44.

1782. Prada, C.S. 2004. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do Estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise dos fatores envolvidos**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos. 129p.^[P. 1783]
1783. Prada, M. & Marinho-Filho, J. 2004. Effects of Fire on Abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. **Austral Ecology**, 29: 568–573.

1784. Praderi, R.; Juri, E.; Riverón, S.; Valdivia, M.; D’Imperio, J.; Saavedra, J.; Lopez, F.; Sitya, V.; Gonzalez, E.M. & Le Bas, A. 2012. Catalog of recent cetacea in the Museo Nacional de Historia Natural (MNHN), Uruguay. **Publicación Extra Museo Nacional de Historia Natural (Montevideo. En Línea)**, 5: 1–56.

1785. Praderi, R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, 11: 1–19.

1786. Praderi, R. 1986. **Comentarios sobre la distribución de *Pontoporia blainvillei* en aguas del Río de La Plata**. In: Reunión De Trabajo De Especialistas En Mamíferos Acuáticos De América Del Sur. Buenos Aires, Argentina.

1787. Prado, F.; Valladares-Padua, C.B. & Amaral, A.T.N. 2003. **Levantamento populacional de mico-leão-de-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Estado de São Paulo, Brasil**. In: III Simpósio sobre micos-leões. Livro de Resumos.



1788. Prado, F. 1999. **Ecologia, comportamento e conservação do mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara*) no Parque Nacional do Superagui, Guaraqueçaba, Paraná.** Dissertação (Mestrado). UNESP, Botucatu. 69p.
1789. Prates, J.C.; Gayer, S.M.P.; Kunz Jr., L.F. & Buss, G. 1990. Feeding habits of the brown howler monkey *Alouatta fusca clamitans* (Cabrera, 1940) Cebidae, Alouattinae in the Itapuã State Park: a preliminary report. **Acta Biologica Leopoldensia**, 12 (1): 175–188.
1790. Price, E.C.; Piedade, H.M. & Wormell, D. 2002. Population densities of Primates in a Brazilian Atlantic Forest. **Folia Primatologica**, 73: 54–56.
1791. Price, E.C. & Piedade, H.M. 2001. Diet of northern masked titi monkeys (*Callicebus personatus*). **Folia Primatologica**, 72: 335–338.
1792. Printes, R.C.; Jerusalinsky, L.; Sousa, M.; Rodrigues, L.R. & Hirsch, A. 2013. Zoogeography, genetic variation and conservation of the *Callicebus personatus* Group, p.43–50. In: Barnett, A.; Veiga, L.; Ferrari, S. & Norconk, M. (eds.). **Evolutionary biology and conservation of titis, sakis and uakaris**. Cambridge University Press.
1793. Printes, R.C.; Liesenfeld, M.V.A. & Jerusalinsky, L. 2001. *Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940: a new southern limit for the species and for Neotropical primates. **Neotropical Primates**, 9 (3): 118–121.
1794. Printes, R.C. & Rylands, A.B. 2008. *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990), p.764–766. In: Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Vol. II)**. Ministério do Meio Ambiente, Fundação Biodiversitas.
1795. Printes, R.C. & Strier, K.B. 1999. Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles arachnoides*). **International Journal of Primatology**, 20 (6): 941–960.
1796. Printes, R.C. 1999. The Lami Biological Reserve, Rio Grande do Sul, Brazil and the danger of power lines to howlers in urban reserves. **Neotropical Primates**, 7 (4): 135–136.
1797. Printes, R.C. 2005. **Novos registros sobre a distribuição do guigó da caatinga *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e novo limite sul de *Callicebus coimbrai* (Kobayyashi & Langguth, 1999).** In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia. Livro de Resumos, Porto Alegre, RS.
- 1798/1799. Printes, R.C. 2007. **Distribuição e status de *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990).** Tese (Doutorado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 156p.
1800. Printes, R.C. 2011. Etnoprimatologia e conservação de *Callicebus barbarabrownae*, p.15–29. In: Miranda, J.M.D. & Hirano, Z.M.D. (eds.). **A primatologia no Brasil**. UFPR.
1801. Printes, R.C. 2011. Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of north-east Brazil. **Oryx**, 45 (3): 439–443.
1802. Procópio-de-Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M.; Lapenta, M.J.; Martins, A. & Beck, B.B. 2008. Técnicas de manejo para a conservação do mico-leão-dourado, p.118–135. In: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D. & Ruiz-Miranda C. (eds.). **Conservação do Mico-Leão-Dourado: Enfrentando os Desafios de uma Paisagem Fragmentada**. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF.
1803. Procópio-de-Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M. & Lapenta, M.J. 2008. Dieta e área de uso de micos-leões-dourados na Reserva Biológica União, RJ, p.40–57. In: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D. & Ruiz-Miranda C. (eds.). **Conservação do Mico-Leão-Dourado: Enfrentando os Desafios de uma Paisagem Fragmentada**. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro –



UENF.

1804. Procópio-de-Oliveira, P. 2002. **Ecologia Alimentar, Dieta e Área de uso de Micos-Leões-Dourados Translocados e sua Relação com a Distribuição Espacial e Temporal de Recursos Alimentares na Reserva Biológica União, RJ.** Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 234p.

1805. Proença, L.M. 2007. **Soroprevalência de doenças infecciosas caninas em populações de lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*) na Estação Ecológica de Aguas Emendadas, DF.** Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade de Brasília. 41p.

1806. Putman, R. J. 1988. **The Natural history of deer.** Christopher Helm Ltda. 191p.

1807. Püttker, T.; Martins, T.K.; Bueno, A.A.; Rossi, N.F. & Pardini, R. 2012. Respostas de marsupiais da Mata Atlântica à perda e fragmentação do *habitat* – um índice de vulnerabilidade baseado em padrões de ocupação, p.455–469. In: Cáceres, N.C. & Monteiro-Filho ELA (eds.). **Os Marsupiais do Brasil: Biologia, Ecologia e Evolução.** Editora da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.

1808. Queirolo, D.; Moreira, J.R.; Soler, L.; Emmons, L.H.; Rodrigues, F.H.G.; Pautasso, A.S.A.; Cartes, J.L. & Salvatori, V. 2011. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. **Oryx**, 45 (2): 296–303.

1809. Queirolo, D. & Motta-Junior, J.C. 2007. Prey availability and diet of maned wolf in Serra da Canastra National Park, southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, 52: 391–402.

1810. Queirolo, D. 2009. **Diversidade e padrões de distribuição de mamíferos dos Pampas do Uruguai e Brasil.** Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo. 333p.

1811. Queiroz, H.L. 1992. A new species of capuchin monkey, genus *Cebus* Erxleben, 1777 (Cebidae, Primates), from eastern Brazilian Amazonia. **Goeldiana Zoologia**, 15: 1–3.

1812. Quigley, H.B. & Crawshaw, P.G. 1992. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**, 61: 149–147.

1813. Rabelo, R.M.; Silva, F.E.; Vieira, T.; Ferreira-Ferreira, J.; Paim, F.P.; Dutra, W.; Silva Júnior, J.S. & Valsecchi, J. 2014. Extension of the geographic of *Ateles chamek* (Primates, Atelidae): evidence of river-barrier crossing by an amazonian primate. **Primates**, 55: 167–171.

1814. Rabinowitz, A. & K.A., Zeller. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. **Biological Conservation**, 143: 939–945.

1815. Rabinowitz, A. & Nottingham, B. 1986. Ecology and behavior of the jaguar in Belize, Central America. **Journal of Zoology**, 210: 149–159.

1816. Rabinowitz, A. 1999. The present status of jaguars (*Panthera onca*) in the southwestern United States. **The Southwestern Naturalist**, 44: 96–100.

1817. Raboy, B.E.; Canale, G.R. & Dietz, J.M. 2008. Ecology of *Callithrix kuhlii* and a review of eastern Brazilian marmosets. **International Journal of Primatology**, 29: 449–467.

1818. Raboy, B.E.; Christman, M.C. & Dietz, J.M. 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). **Oryx**, 38 (1): 75–83.

1819. Raboy, B.E. & Dietz, J.M. 2004. Diet, Foraging, and Use of Space in Wild Golden-Headed Lion Tamarins. **American Journal of Primatology**, 63: 1–15.

1820. Raboy, B.E.; Neves, L.G.; Zeigler, S.; Saraiva, N.A.; Cardoso, N.; dos Santos, G.R.; Ballou, J.D. & Leimgruber, P. 2010. Strength of *habitat* and landscape metrics in predicting golden-headed lion



tamarin presence or absence in Forest patches in southern Bahia, Brazil. **Biotropica**, 42 (3): 388–397.

1821. Raboy, B.E. 2002. **The ecology and behavior of wild golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*)**, University of Maryland. 161p.

1822/1823. Raíces, D.S.L. & Bergallo, H.G. 2010. Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) in Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 5 (1): 24–30.

1824. Ramalho, E.E. 2008. **Jaguar population dynamics in the varzea floodplain forest of Mamirauá**. Report to WCS Jaguar Conservation Program.

1825. Ramirez, M. 1980. Grouping patterns of the woolly monkey, *Lagothrix lagotricha*, at the Manu National Park, Peru. **American Journal of Physical Anthropology**, 52: 269.

1826. Ramos, R.; Di Benedetto, A. P. M. & Lima, N. R. W. 2000. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, 26 (1): 65–75.

1827. Ramos, R.; Rosas, F.C.W.; Simões-Lopes, P.C.; Zanelatto, R.C.; Dans, S. & Crespo, E.A. 2008. Estimativa de Idade, p.193–209. In: Monteiro-Filho, E.L.A. & Monteiro, K.D.K.A. (eds.). **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza, *Sotalia guianensis***. Instituto de Pesquisas Cananeia (IPEC). Páginas & Letras, Editora e Gráfica.

1828. Ramos, R. & Siciliano, S. 2008. *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758, p.812–813. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1829. Ramos, R.M.A.; Di Benedetto, A.P. & Lima, N.R.W. 2000. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, 26 (1): 65–75.

1830. Ramos, R.M.A.; Dafferner, G.; Freitas, R.; Desso, L.; Figna, V.; Poletto, F.; Ribeiro, C.; Miranda, C.; Alencastro, P.; Silva, E. & Moreira, S. 2010. Família Physeteridae: Cachalote *Physeter macrocephalus*, p.418–458. In: Ramos, R.M.A.; Siciliano, S. & Ribeiro, R. (eds.). **Monitoramento da Biota Marinha em Navios de Sísmica (DVD): Seis anos de pesquisa (2001–2007)**. Everest Tecnologia em Serviços Ltda.

1831. Ramos, R.M.A.; Siciliano, S.; Borobia, M.; Zerbini, A.N.; Pizzorno, J.L.A.; Fragoso, A.B.L.; Lailson-Brito, J.; Azevedo, A.F.; Simões-Lopes, P.C. & Santos, M.C.O. 2001. A note on strandings and age of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) on the Brazilian coast. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3 (3): 321–327.

1832. Ramos, R.M.A.; Siciliano, S. & Ribeiro, R. 2010. **Monitoramento da biota marinha em navios de sísmica: seis anos de pesquisa (2001–2007)**. Everest Tecnologia em Serviços. 1.151p.

1833. Ravetta, A.L. & Ferrari, S.F. 2009. Geographic distribution and population characteristics of the endangered white-fronted spider monkey (*Ateles marginatus*) on the lower Tapajós River in central Brazilian Amazonia. **Primates**, 50 (3): 261–268.

1834. Ravetta, A.L. 2005. **Geographic distribution, ecology and conservation of *Ateles marginatus*: an endangered primate endemic to the Brazilian Amazon**. Conservation International, Arlington, VA.

1835. Ravetta, A.L. 2008. *Ateles belzebuth* É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1806, p.726–728. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1836. Ravetta, A.L. 2008. *Ateles marginatus* Geoffroy, 1809, p.728–730. In: Machado, A.B.M.;



Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

1837. Rector, A.; Bossart, G.D.; Ghim, S.J.; Sundberg, J.P.; Jenson, A.B. & Ranst, M.V. 2004. Characterization of a novel close-to-root papillomavirus from a Florida manatee by using multiply primed rolling-circle amplification *Trichechus manatus manatus* papillomavirus type 1. **Journal of Virology**, 78 (22): 12698–12702.

1838. Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. 1992. **Mammals of the Neotropics, volume 2, the southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay**. The University of Chicago Press. 430p.

1839. Redford, K.H. 1985. Food habits of armadillos (Xenarthra, Dasypodidae), p.429–437. *In: The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas*. Smithsonian Institution Press.

1840. Redi, C.A.; Zacharias, H.; Merani, S.; Oliveira-Miranda, M.; Aguilera, M.; Zuccotti, M.; Garagna, S. & Capanna, E. 2005. Genome sizes in Afrotheria, Xenarthra, Euarchontoglires and Laurasiatheria. **Journal of Heredity**, 96: 485–493.

1841. Reeves, R.; Leatherwood, S.; Jefferson, T.; Curry, B. & Henningsen, T. 1996. Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis*, in Peru: Distribution, Exploitation, and Conservation Status. **Interciencia**, 21: 246–254.

1842. Reeves, R.R.; Dalebout, M.L.; Jefferson, T.A.; Karczmarski, L.; Laidre, K.; O’corry-Crowe, G.; Rojas-Bracho, L.; Secchi, E.R.; Slooten, E.; Smith, B.D.; Wang, J.Y.; Zerbini, A.N. & Zhou, K. 2012. *Pontoporia blainvillei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T17978A17623386. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T17978A17623386.en>.

1843. Reeves, R.R.; Jefferson, T.A.; Karczmarski, L.; Laidre, K.; O’Corry-Crowe, G.; Rojas-Bracho, L.; Secchi, E.R.; Slooten, E.; Smith, B.D.; Wang, J.Y. & Zhou, K. 2013. *Inia geoffrensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T10831A3220342. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T10831A3220342.en>.

1844. Reeves, R.R. & Notarbartolo Di Sciara, G. 2006. **The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea**. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation.

1845. Reeves, R.R.; Stewart, B.S.; Clapham, P.J. & Powell, J.A. 2002. **National Audubon Society Guide to Marine Mammals of the World**. Alfred A. Knoff.

1846. Regalado, L. B. & Guilherme, A. (2012). **Mamíferos da Floresta Nacional de Ipanema**. <http://www.taxeus.com.br/lista/908>. (Acesso em 2014).

1847. Reilly, S.B.; Bannister, J.L.; Best, P.B.; Brown, M.; Brownell Jr., R.L.; Butterworth, D.S.; Clapham, P.J.; Cooke, J.; Donovan, G.P.; Urbán, J. & Zerbini, A.N. 2008. *Balaenoptera musculus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2477A9447146. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2477A9447146.en>.

1848. Reilly, S.B.; Bannister, J.L.; Best, P.B.; Brown, M.; Brownell Jr., R.L.; Butterworth, D.S.; Clapham, P.J.; Cooke, J.; Donovan, G.P.; Urbán, J. & Zerbini, A.N. 2013. *Eubalaena australis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T8153A44230386.

1849. Reilly, S.B.; Bannister, J.L.; Best, P.B.; Brown, M.; Brownell Jr., R.L.; Butterworth, D.S.; Clapham, P.J.; Cooke, J.; Donovan, G.P.; Urbán, J. & Zerbini, A.N. 2013. *Balaenoptera physalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T2478A44210520. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T2478A44210520.en>.

1850. Reilly, S.B.; Bannister, J.L.; Best, P.B.; Brown, M.; Brownell Jr., R.L. Butterworth, D.S. Clapham, P.J.; Cooke, J.; Donovan, G.P.; Urbán, J. & Zerbini, A.N. 2008. *Balaenoptera borealis*. The IUCN Red



List of Threatened Species 2008: e.T2475A9445100. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2475A9445100.en>.

1851. Reis, M.L.; Bocchiglieri, A.; Dias, L.B.; Lobo, C.E.C.; Campos, J.B.; Holmes, R.M.; Oliveira, V.C.; Cândido, C.E.R. & Marques, M.P. 2005. **Estudo da população de tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*) da Fazenda Jatobá**. In: III Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Anais.

1852. Reis, M.L.; Coelho, D.C.; Pereira, D.F.; Carvalho, I.H.; Nunes, M.L.A.; Simon, M.F. & Braz, V.S. 2002. Relatório de Fauna, p.29–44. In: Arruda, M.B. & von Behr, M. (eds.). **Jalapão, Expedição Científica e Conservacionista**. IBAMA.

1853. Reis, N. R. & Gazarini, J. 2007. Família Furipteridae, p.253. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. (eds.). **Morcegos do Brasil**.

1854. Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Pedro, W. A & Lima, J. P. 2011. **Mamíferos do Brasil**. 2^a ed.

1855. Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. 2006. **Mamíferos do Brasil**. 439p.

1856. Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A. & Lima, I.P. 2007. **Morcegos do Brasil**. Editora da Universidade Estadual de Londrina. 253p.

1857. Renault Braga, E.P. 2014. **Distribuição espaço-temporal da baleia-franca-austral – *Eubalaena australis* (Desmoulins 1822) – no sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Fundação Universidade de Rio Grande. 113p.

1858. Rengifo, L.Y. & Bueno, M.L. 2011. Caracterización citogenética y aproximación taxonómica en individuos del género *Lagothrix* en colombia (primates: atelidae). **Acta Biológica Colombiana**, 16 (2): 99–108.

1859. Reyes, L.M. 2006. Cetaceans of Central Patagonia, Argentina. **Aquatic Mammals**, 32 (1): 20–30.

1860. Reyna-Hurtado, R. 2009. Conservation status of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) outside the Calakmul Biosphere Reserve in Campeche, Mexico: a synthesis. **Tropical Conservation Science**, 2 (2): 159–172.

1861. Reynolds III, J.E. & Odell, D.K. 1991. **Manatees and Dugongs**. Facts on File. 192p.

1862. Reynolds III, J.E.; Rommel, S.A. & Pitchford, M.E. 2004. The likelihood of sperm competition in manatees-explaining an apparent paradox. **Marine Mammal Science**, 20 (3): 464–476.

1863. Reynolds III, J.E. 1981. Manatees of Blue Lagoon Lake, Miami, Florida: Biology and effects of man's activities, p.25–32. In: Brownell, Jr. R.L. & Ralls, K. (eds.). **The West Indian manatee in Florida**. Proceedings of a workshop held in Orlando, Florida. Florida Department of Natural Resources.

1864. Rhymer, J.M. & Simberloff, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 27: 83–109.

1865. Ribas, C.; Damasceno, G.; Magnusson, W. Leuchtenberger, C. & Mourão, G. 2012. Giant otters feeding on ciman: evidence for an expanded trophic niche of recovering populations. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 47: 19–23.

1866. Ribas, C. & Mourão, G. 2004. Intraspecific agonism between giant otter groups. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 21 (2): 89–93.

1867. Ribas, C.P. 2004. **Desenvolvimento de um programa de monitoramento em longo prazo das ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) no pantanal brasileiro**. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 68p.



1868. Ribeiro, A. 1919. Veados do Brasil segundo as coleções Rondon e de vários museus nacionais e estrangeiros. **Revista do Museu Paulista**, 11: 213–308.
1869. Ribeiro, J.; Coimbra, A.B.; Do Vale, J.D. & Sanaiotti, T.M. **Mamíferos diurnos de médio e grande porte de uma reserva florestal em Manaus**. In: XXV Congresso Brasileiro de Zoologia. Resumos.
1870. 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): 1141–1153.
1871. Ribeiro, R.; Bezerra, A. & Marinho-Filho, J. 2010. Coleções científicas e a conservação de mamíferos no Cerrado, p.415–440. In: Diniz, I.R.; Marinho-Filho, J.; Machado, R.B. & Cavalcanti, R.B. (eds.). **Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação**. Thesaurus Editora, Brasília.
1872. Ribeiro, R. & Marinho-Filho, J. 2005. Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (4): 898–907.
1873. Ribeiro, R.; Rocha, C.R. & Marinho-Filho, J. 2011. Natural history and demography of *Thalpomys lasiotis* (Thomas, 1916), a rare and endemic species from the Brazilian savanna. **Acta Theriologica**, 56 (3): 275–282.
1874. Rice, D.W. 1989. *Physeter Macrocephalus* Linnaeus, 1758, p.177–233. In: Ridgway, S.H. & Harrison, R. (ed.). **Handbook of Marine Mammals**. Academic Press.
1875. Rice, D.W. 1998. **Marine mammals of the world. Systematics and distribution**. The Society for Marine Mammalogy.
1876. Richards, R. 1998. **Southern right whales: original global stocks**. Documento SC/M98/RW37 apresentado na Reunião Especial do Comitê Científico da Comissão Internacional da Baleia - CIB para avaliação do status mundial das baleias francas - Cape Town, África do Sul, 16-25 de março de 1998.
1877. Rímoli, J.; Fernandes Júnior, O. & Odalia-Rímoli, A. 2009. **Comportamento de macacos-pregos-amarelos (*Cebus cay*, Illiger, 1815, Primates, Cebidae) em um fragmento de Floresta de Galeria em Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. In: Livro de Resumos do XXVII Encontro Anual de Etologia e 1º Simpósio Latino-Americano de Etologia, v. I.
1878. Rímoli, J. & Rímoli, A.O. 2009. *Cebus apella* subspecies: *Cebus apella apella*, *Cebus apella macrocephalus*, *Cebus apella peruanus*, *Cebus apella tocaninus*, *Cebus apella fatuellus* and *Cebus apella margaritae*, In: Rowe, N. (ed.). **All Living Primates**. Pogonia Press.
1879. Rímoli, J.; Strier, K.B. & Ferrari, S.F. 2008. Seasonal and longitudinal variation in the behavior of free-ranging black tufted capuchins (*Cebus nigratus*, Goldfuss, 1809) in a fragment of Atlantic Forest in southeastern Brazil, p.130–146. In: Ferrari, S.F. & Rímoli, J. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Editora da Universidade Federal de Sergipe (EUFES) & Sociedade Brasileira de Primatologia.
1880. Rímoli, J. 2007. **Estudo dos primatas em fragmentos urbanos de cerrado: *Cebus cay* (Illiger, 1815) & *Callithrix penicillata* (Geoffroy, 1812) em Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia. Livro de Resumos. Belo Horizonte, MG.
1881. Robinson, J.G. & Janson, C.H. 1987. Capuchins, Squirrel Monkeys, and Atelines: Socioecological Convergence with Old World Primates, p.69–82. In: Smuts, B.B.; Cheney, D.; Seyfarth, R.M.; Wrangham, R.W. & Struhsaker, T. (eds.). **Primate Societies**. Chicago University Press.



1882. Robinson, J.G.; Wright, P.C. & Kinzey, W.G. 1987. Monogamous cebids and their relatives: intergroup calls and spacing, p.44–53. *In*: Smuts, B.B.; Cheney, D.; Seyfarth, R.M.; Wrangham, R.W. & Struhsaker, T. (eds.). **Primate Societies**. Chicago University Press.
1883. Robinson, J.G. 1988. Demography and group structure in wedge-capped capuchin monkeys *Cebus olivaceus*. **Behaviour**, 104: 202–232.
1884. Rocha, C.R. 2011. **Dinâmica populacional de roedores em um cerrado do Brasil central**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 144p.
1885. Rocha, C.R. 2007. **Utilização de micro-habitat por três espécies de roedores cricetídeos em um cerrado do Brasil central**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 56p.
1886. Rocha, D.E. & Santos, P.S. 2007. **Ecologia comportamental de *Callithrix flaviceps* (Primates, Callitrichidae) na APA Pedra Itaúna, área urbana de Caratinga, Minas Gerais, Brasil**. *In*: XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia. Livro de Resumos. Belo Horizonte, MG.
1887. Rocha, E.C. & Dalponte, J.C. 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, 30 (4): 669–678.
1888. Rocha, E.C.; Silva, E.; Feio, R.N.; Martins, S.V. & Lessa, G. 2008. Densidade populacional de raposa-do-campo *Lycalopex vetulus* (Carnívora, Canidae) em áreas de pastagem e campo sujo, Campinápolis, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 98 (1): 78–83.
1889. Rocha, E.C. & Silva, E. 2009. Composição da mastofauna de médio e grande porte na Reserva Indígena “Parabubure”, Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, 33 (3): 451–459.
1890. Rocha, E.C. 2010. **Mamíferos em unidades de conservação na região do Cristalino, Mato Grosso – composição, estrutura e avaliação de impactos ambientais**. Tese (Doutorado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa. 105p.
1891. Rocha, F.L. & Mourão, G. 2006. An agonistic encounter between two giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **Edentata**, 7: 50–51.
1892. Rocha, J.C.A.G. 2011. **Distribuição e densidade de populações de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999 na região do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco, Sergipe**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Sergipe. 65p.
1893. Da Rocha, J.M. 1983. Revision of Brazilian whaling data. **Reports of the International Whaling Commission**, 33: 419–427.
1894. Rocha, J.M.; Zerbini, A. & Santos, M.C.O. 2008. *Balaenoptera borealis* (Lesson, 1828), p.804–805. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1895. Rocha, P. A.; Mikalauskas, J.S.; Bocchiglieri, A.; Feijo, J.A. & Ferrari, S.F. 2013. An update on the distribution of the Brazilian funnel-eared bat, *Natalus macrourus* (Gervais, 1856) (Mammalia, Chiroptera), with new records from the Brazilian Northeastern. **CheckList**, 9 (3): 675–679.
1896. Rocha, P.L.B. 1995. *Proechimys yonenagae*, a new species of spiny rat (Rodentia: Echimyidae) from fossil sand dunes in the Brazilian Caatinga. **Mammalia**, 59 (4): 537–549.
1897. Rocha, V.J. 2001. **Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do parque estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Paraná. 131p.



1898. Rocha-Campos, C.C. & Câmara, I.G. 2011. **Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: grandes cetáceos e pinípedes: versão III**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília. 156 p.
1899. Rocha-Mendes, F.; Mikich, S.B.; Bianconi, G.V. & Pedro, W.A. 2005. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: Etnozoologia e Conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22 (4): 991–1002.
1900. Rocha-Mendes, F.; Mikich, S.B.; Quadros, J. & Pedro, W.A. 2010. Feeding Ecology of Carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest Remnants, Southern Brazil. **Biota Neotropica**, 10: 21–30.
1901. Rodden, M.; Rodrigues, F. & Bestelmeyer, S. 2004. Maned Wolf *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815), p.38–43. In: Sillero-Zubiri, C.; Hoffmann, M. & MacDonald, D.W. (eds.). **Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN/SSC Canid Specialist Group.
1902. Rodovalho, S.R. Knoechelman, C.M.; Fechio, A.; Silva, A.L.M. & Ribeiro, R. 2005. **Levantamento da fauna cavernícola da caverna face leste de propriedade da Cimento Tocantis - Grupo VOTORANTIM S.A. no Distrito Federal**. In: Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil.
1903. Rodrigues, C.M.; Medeiros, H.L.C.; Pinheiro, H.L. & Mendes Pontes, A.R. 2010. **Comportamento de macacos-prego-galegos, *Cebus queirozi*, em situação de isolamento e área de vida reduzida na Mata Atlântica nordestina**. In: V Congresso Brasileiro De Mastozoologia. Livro de Resumos.
1904. Rodrigues, F.H.G.; Medri, Í.M.; Miranda, G.H.B.; Camilo-Alves, C. & Mourão, G. 2008. Anteater Behavior and Ecology, p.370. In: Vizcaíno, S.F. & Loughry, W.J. (eds.). **The Biology of the Xenarthra**. University Press of Florida.
1905. Rodrigues, F.H.G. & Monteiro-Filho, E.L.A. 1996. Comensalistic relation between pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus* (Mammalia: Cervidae) and rheas *Rhea americana* (Aves: Rheidae). **Brenesia**, 45 (46): 187–188.
1906. Rodrigues, F.H.G. & Monteiro-Filho, E.L.A. 1999. Feeding behavior of the Pampas Deer: a grazer or a browser?. **Deer Specialist Group News**, 15: 12–13.
1907. Rodrigues, F.H.G. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2000. Home-range and activity of pampas deer in a Brazilian cerrado. **Journal of Mammalogy**, 81 (4): 374–380.
1908. Rodrigues, F.H.G.; Silveira, L.; Jácomo, A.T.A.; Carmignotto, A.P.; Bezerra, A.M.R.; Coelho, D.C.; Garbogini, H.; Pagnozzi, J. & Hass, A. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19 (2): 589–600.
1909. Rodrigues, F.H.G. 1996. **História natural e biologia comportamental do Veado-campeiro no Parque Nacional das Emas**. In: XIV Encontro Anual de Etologia. Sociedade Brasileira de Etologia.
1910. Rodrigues, F.H.G. 1996. **História Natural e biologia comportamental de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no cerrado do Brasil central**. In: XIV Encontro Anual de Etologia. Sociedade Brasileira de Etologia.
1911. Rodrigues, F.H.G. 1997. **História Natural e biologia comportamental de veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no cerrado do Brasil central**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas. 89p.
1912. Rodrigues, F.H.G. 2002. **Biologia e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. 105p.
1913. Rodrigues, F.M. & Diniz-Filho, J.A.F. 2007. Extinction of canid populations by inbreeding depression under stochastic environments in southwestern Goiás state: A simulation study. **Genetics and Molecular Biology**, 30 (1): 121–126.



1914. Rodrigues, F.R.; da Silva, V.M.F.; Barcellos, J.F.M. & Lazzarini, S.M. 2008. Reproductive anatomy of the female Amazonian manatee *Trichechus inunguis* Natterer, 1883 (Mammalia: Sirenia). **Anatomical Record**, 291 (5): 557–564.
1915. Rodrigues, G.R.; Corrêa, A.A. & Groch, K.R. 2010. **Registro de molestamento em baleias francas (*Eubalaena australis*) por gaivotões (*Larus dominicanus*) na área de reprodução do sul do Brasil**. In: 14ª Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur y Congreso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos (SOLAMAC). Florianópolis, SC.
1916. Rodrigues, L.F. & Vidal, M.D. 2008. **Mamíferos terrestres de médio e grande porte da Reserva Florestal Adolpho Ducke**. In: IV Congresso Brasileiro de Mastozoologia. São Lourenço, MG.
1917. Rodrigues, L.F. & Vidal, M.D. 2011. Densidade e Tamanho Populacional de Primatas em uma Área de Terra Firme na Amazônia Central. **Neotropical Primates**, 18 (1): 9–16.
1918. Rodrigues, L.R.R.; Barros, R.M.S.; Pissinatti, A.; Pieczarka, J.C. & Nagamachi, C.Y. 2004. A new karyotype of an endangered primate species (*Callicebus personatus*) from the Brazilian Atlantic Forests. **Hereditas**, 140: 87–91.
1919. Rodrigues, L.R.R.; Figueiredo, W.M.B. & Ravetta, A.L. 2007. Mapeamento e diagnóstico da biodiversidade do Parque Nacional da Amazônia e das Florestas Nacionais de Itaituba I e II: Subsídios para a elaboração dos planos de manejo. Relatório técnico, Sapopema (Sociedade para pesquisa e Proteção do Meio Ambiente). 43p.
1920. Rodrigues, L.R.R.; Sousa, M.C.; Pieczarka, J.C. & Nagamachi, C.Y. 2006. Karyotypic study of *Callicebus coimbrai*: a rare and threatened primate species from Brazil. **Caryologia**, 59 (3): 248–252.
1921. Rodrigues, L.R.R. 2006. **Estudos citogenéticos por bandeamentos e pintura cromossômica (ZOO-FISH) em *Callicebus* (Platyrrhini, Primates)**. Tese (Doutorado em Genética e Biologia Molecular). Universidade Federal do Pará.
1922. Rodrigues, M.L.F. 2009. **Diversidade genética e estrutura populacional do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*)**. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
1923. Rodrigues, M.T. 1996. Lizards, Snakes, and Amphisbaenians from the Quaternary Sand Dunes of the Middle Rio São Francisco, Bahia, Brazil. **Journal of Herpetology**, 30 (4): 513–523.
1924. Rodrigues, S.B.M.; Gaget, B.L. & Piratelli, A.J. 2014. First record of *Leontopithecus chrysopygus* (Primates, Callitrichidae) in Carlos Botelho State Park, São Miguel do Arcanjo, São Paulo, Brazil. **Mammalia**, 80 (1): 121–124.
1925. Rodriguez, D.; Rivero, L. & Bastida, R. 2002. Feeding ecology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Buenos Aires Province, Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1 (1): 77–94.
1926. Rodríguez, J.P. & Rojas-Suárez, F. 2010. **Libro Rojo de la Fauna Venezolana: actualización periódica de la situación de las especies amenazadas del país**. In: Simposio Investigación y Manejo de Fauna Silvestre en Venezuela en homenaje al Dr. Juhani Ojasti. Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales, y Embajada de Finlandia en la República Bolivariana de Venezuela, Caracas.
1927. Rodriguez-Soto, C.; Monroy-Vilchis, O.; Maiorano, L.; Boitani, L.; Faller, J.C.; Briones, M.A.; Nunez, R.; Rosas-Rosas, O.; Ceballos, G. & Falcucci, A. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. **Diversity and Distributions**, 17: 350–361.
1928. Röhe, F.; Antunes, A.P. & de Tófoli, C. 2003. The discovery of a new population of black lion



tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra da Paranapiacaba, São Paulo, Brasil. **Neotropical Primates**, 11 (2): 75–76.

1929. Röhe, F.; Gordo, M. & Venticinque, E.M. 2008. **Geographical and ecological modeling on *Saguinus bicolor* and relationship with the parapatric *Saguinus midas* in Central Amazonia, Brazil.** In: Conferência Científica Internacional Amazônia em Perspectiva Ciência Integrada para um Futuro Sustentável. LBA/PPBio/Geoma.

1930. Röhe, F. 2006. **Área de contato entre as distribuições geográficas de *Saguinus midas* e *Saguinus bicolor* : a importância de interações e fatores ecológicos.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). INPA Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 82p.

1931. Röhe, F. 2007. Mamíferos de médio e grande porte, In: Rapp Py-Daniel, L.; Deus, C.P.; Henriques, A.L.; Pimpão, D.M. & Ribeiro, O.M. (eds.). **Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação.** INPA/MMA.

1932. Romagno, D. 2001. Primate tables chromosome. **Caryologia**, 54 (4): 285–297.

1933. Romagnoli, F. C. 2010. **Interpretação ambiental e envolvimento comunitário: Ecoturismo como ferramenta para a conservação do boto-vermelho, *Inia geoffrensis*.** Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). 133p.

1934. Romagnoli, F.C.; da Silva, V.M.F.; Nelson, S.P. & Shepard-Jr, G.H. 2011. Proposta para o turismo de interação com botos-vermelhos (*Inia geoffrensis*): como trilhar o caminho do ecoturismo? **Revista Brasileira de Ecoturismo**, 4 (3): 463–480.

1935. Romo, M.C. 1995. Food habits of the Andean Fox (*Pseudalopex culpaeus*) and notes on the mountain cat (*Felis colocolo*) in the Río Abiseo National Park, Peru. **Mammalia**, 59: 335–343.

1936. Van Roosmalen, M.G.M. & Klein, L.L. 1988. The Spider Monkey, Genus *Ateles*, p.455–537. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-Filho A. & Fonseca, G.A. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates.** WWF-US.

1937. Van Roosmalen, M.G.M.; Mittermeier, R.A. & Milton, K. 1981. The bearded saki, genus *Chiropotes*, p.419–441. In: Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates.** Academia Brasileira de Ciências.

1938. Van Roosmalen, M.G.M.; Nash, S.D.; Gozzaglio, P.; Van Roosmalen, M.G.M.; Nash, S.D. & Gozzaglio, P. 2014. **Distributions and phylogeography of Neotropical primates: A Pictorial Guide to All Known New-World monkeys.** E-book: Pu ed. 69p.

1939. Van Roosmalen, M.G.M.; Van Roosmalen, T. & Mittermeier, R.A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. **Neotropical Primates**, 10 (suppl.): 1–52.

1940. Van Roosmalen, M.G.M. 2003. **New species from Amazonia.** <http://amazonnewspecies.com>. (Acesso em 2012).

1941. Rosa, R.L.B. 2011. **Comunicação olfatória no roedor social *Trinomys yonenagae* (Caviomorpha: Echimyidae).** Dissertação (Mestrado em Psicologia). Universidade de São Paulo. 65p.

1942. Rosas, F. C. W. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2002. Reproductive parameters of *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae), on the coast of São Paulo and Paraná states, Brazil. **Mammalia**, 66 (2): 231–245.

1943. Rosas, F.C.W.; Barreto, A.S. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2003. Age and growth of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) on the coast of Paraná State, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, 101 (2): 377–383.



1944. Rosas, F.C.W. & Barreto, A.S. 2008. Reprodução e Crescimento, p.51–65. *In*: Monteiro-Filho, E.L.A. & Monteiro, K.D.K.A. (eds.). **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza, *Sotalia guianensis***. Instituto de Pesquisas Cananeia (IPEC). Páginas & Letras, Editora e Gráfica.
1945. Rosas, F.C.W.; de Mattos, G.E. & Cabral, M.M.M. 2007. The use of hydroelectric lakes by giant otters *Pteronura brasiliensis*: Balbina lake in central Amazonia, Brazil. **Oryx**, 41 (4): 520–524.
1946. Rosas, F.C.W. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2002. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 83 (2): 507–515.
1947. Rosas, F.C.W.; Montiero-Filho, E. L.A. & Oliveira, M.R. 2002. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo State and the coast of Parana State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1 (1): 161–168.
1948. Rosas, F.C.W. & Pimentel, T.L. 2001. Order Sirenia (manatees, dugongs and sea cows), p.352–362. *In*: Fowler, M.E. & Cubas, Z.S. (eds.). **Biology, Medicine, and Surgery of South American wild animals**. Iowa State University Press.
1949. Rosas, F.C.W.; da Silva, V.M.F.; Sousa-Lima, R.S.; D’Affonseca Neto, J.A. & Mattos, G.E. 2001. **Adoption and growth of a captive Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*) calf**. *In*: Biennial conference on the biology of Marine Mammals. Abstract book. Vancouver.
1950. Rosas, F.C.W.; Sousa-Lima, R.S. & da Silva, V.M.F. 2003. Avaliação preliminar dos mamíferos do Baixo Rio Purus, p.49–59. *In*: de Deus, C.P.; da Silveira, R. & Py-Daniel, L.H.R. (eds.). **Piagaçu-Purus: Bases científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável**. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. Manaus, AM.
1951. Rosas, F.C.W.; Waldemarin, H. & Mattos, G.E. de. 2008. *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780), p.800–801. *In*: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
1952. Rosas, F.C.W. 1991. Peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Natterer, 1883), *In*: Cappozzo, L. & Junin, M. (eds.). **Estado de conservación de los mamíferos marinos del Atlántico Sudoccidental**. Informes y estudios del Programa de Mares Regionales del PNUMA, nº 138.
1953. Rosas, F.C.W. 1994. Biology, conservation and status of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis*. **Mammal Review**, 24 (2): 49–59.
1954. Rosas, F.C.W. 2000. **Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná. 145p.
1955. Rosas, G.K.C. & Drumond, P.M. 2009. **Mamíferos Encontrados em Dois Castanhais Localizados ao Sudoeste do Estado do Acre, Brasil**. Embrapa. 26p.
1956. Rosas-Ribeiro, P.; Rosas, F. C. W. & Zuanon, J. 2011. Conflict between Fishermen and Giant Otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon. **Biotropica**, 4 (3): 437–444.
1957. Rosenberger, A.L. & Coimbra-Filho, A.F. 1984. Morphology, taxonomic status and affinities of the lion tamarins, *Leontopithecus* (Callitrichinae, Cebidae). **Folia Primatologica**, 42: 149–179.
1958. Rosenberger, A.L. & Strier, K.B. 1989. Adaptive Radiation of the Ateline Primates. **Journal of Human Evolution**, 18: 717–750.
1959. Rosenberger, A.L. 1992. Evolution of feeding niches in New World monkeys. **American Journal of Physical Anthropology**, 88: 525–562.



1960. Ross, C.N.; Fite, J.E.; Jensen, H. & French, J.A. 2007. Fauna de anfíbios, répteis e mamíferos do estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. **Publicação Avulsa do Museu Nacional**, 104: 3–23.
1961. Ross, C.N.; Fite, J.E.; Jensen, H. & French, J.A. 2007. Demographic review of a captive colony of callitrichids (*Callithrix kuhlii*). **American Journal of Primatology**, 12: 481–502.
1962. Rossi, N.F. 2011. **Pequenos mamíferos não-voadores do Planalto Atlântico de São Paulo: identificação, história natural e ameaças**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
1963. Rossi, R. V. 2000. **Taxonomia de *Mazama Rafinesque*, 1817 do Brasil (*Artiodactyla*, *Cervidae*)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade de São Paulo. 174p.
1964. Rossi, R.V. & Bianconi, G.V. 2011. Ordem Didelphimorphia, p.31–69. In: Reis, N.R.; Peracchi, A.; Pedro, W.A. & Lima, I. (eds.). **Mamíferos do Brasil**.
1965. Rossi-Santos, M.R.; Wedekin, L.L. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2007. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 87: 207–212.
1966. Rossi-Santos, M.R.; Wedekin, L.L. & Sousa-Lima, R.S. 2006. Distribution and *habitat* use of small cetaceans in the coast of the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 5 (1): 23–28.
1967. Rothe, K.H.; Koenig, A. & Darms, K. 1993. Infant survival and number of helpers in captive groups of common marmosets (*Callithrix jacchus*). **American Journal of Primatology**, 30 (2): 131–137.
1968. Rowe, N. 1996. **The Pictorial Guide to the Living Primates**. Pogonias Press. 263p.
1969. Rowntree, V.; McGuinness, P.; Marshall, K.; Payne, R.; Sironi, M. & Seger, J. 1998. Increased harassment of right whales (*Eubalaena australis*) by kelp gulls (*Larus dominicanus*) at Península Valdés. **Marine Mammal Science**, 14 (1): 99–115.
1970. Rowntree, V.J.; Payne, R. & Schell, D.M. 2001. Changing patterns of *habitat* use by southern right whales (*Eubalaena australis*) identified on the nursery ground at Península Valdés, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 133–143.
1971. Rowntree, V.J. 1993. Cyamids: the louse that moored. Whalewatcher. **Journal American Cetacean Society**, 17: 14–17.
1972. Rowntree, V.J. 1996. Feeding, distribution and reproductive behavior of cyamids (Crustacea: Amphipoda) living on humpback and right whales. **Canadian Journal of Zoology**, 74: 103–109.
- 1973/1974. Ruiz-Miranda, C.R.; Affonso, A.G.; Martins, A. & Beck, B. 2000. Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) no estado do Rio de Janeiro. **Neotropical Primates**, 8 (3): 98–101.
1975. Ruiz-Miranda, C.R.; Affonso, A.G.; de Moraes, M.M.; Verona, C.E.; Martins, A. & Beck, B. 2006. Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 49 (1): 99–109.
1976. Ruiz-Miranda, C.R.; Grativol, A.D. & Procópio-de-Oliveira, P. 2008. Introdução - A espécie e sua situação na paisagem fragmentada, p.6–13. In: Procópio-de-Oliveira, P.; Grativol, A.D. & Ruiz-Miranda, C. (eds.). **Conservação do Mico-Leão-Dourado: Enfrentando os Desafios de uma Paisagem Fragmentada**. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF.
1977. Ruíz-Pérez, M.; Almeida, M.; Dewi, S.; Costa, E.M.L.; Pantoja, M.C.; Puntodewo, A.; Postigo,



A.A. & Andrade, A.G. 2005. Conservation and Development in Amazonian Extractive Reserves: The Case of Alto Juruá. **Ambio**, 34 (3): 218–223.

1978. Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. 1989. Two Priority Regions for primate Conservation in the Brazilian Amazon. **Primate Conservation**, 10: 56–62.

1979. Rylands, A.B. & Brandon-Jones, D. 1998. Scientific nomenclature of the red howlers from the northeastern Amazon in Brazil, Venezuela, and the Guianas. **International Journal of Primatology**, 19 (5): 879–905.

1980. Rylands, A.B. & Chiarello, A.G. 2003. Official list of Brazilian fauna threatened with extinction - 2003. **Neotropical Primates**, 11 (1): 43–49.

1981. Rylands, A.B.; Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R.A. 1993. Systematics, distributions, and some notes on the conservation status of the Callitrichidae., p.396. *In*: Rylands, A.B. (ed.). **Marmosets and tamarins: Systematics, behavior, and ecology**. Oxford University Press.

1982. Rylands, A.B.; Ferrari, S.F. & Mendes, S.L. 2008. *Callithrix flaviceps*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3571A9951402. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3571A9951402.en>. (Acesso em 2012).

1983. Rylands, A.B.; Fonseca, G.A.B.; Leite, Y.L.R. & Mittermeier, R.A. 1996. Primates of the Atlantic Forest, p.21–51. *In*: Norcok, M.A.; Rosenberger, A.L. & Garber, P.A. (eds.). **Adaptive Radiations of Neotropical Primates**. Plenum Press.

1984. Rylands, A.B. & Keuroghlian, A. 1988. Primate populations in continuous forest and forest fragments in central Amazonia. **Acta Amazonica**, 18 (3-4): 291–307.

1985. Rylands, A.B.; Kierulff, M.C.M.; Mendes, S.L. & de Oliveira, M.M. 2008. *Callithrix aurita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3570A9949843. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3570A9949843.en>. (Acesso em 2012).

1986. Rylands, A.B.; Kierulff, M.C.M. & Mittermeier, R.A. 2005. Some notes on the taxonomy and distributions of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. **Lundiana**, 6: 97–110.

1987. Rylands, A.B.; Kierulff, M.C.M. & Pinto, L.P.S. 2008. Distribuição e status de Mico-Leões, p.69–104. *In*: Kleiman, D.G. & Rylands, A.B. (eds.). **Mico leões: biologia e conservação**. Smithsonian Institution Press.

1988. Rylands, A.B.; Mittermeier, R.A.; Bezerra, B.M.; Mittermeier, R.A.; Paim, F.P.; Queiroz, H.L. & Rylands, A.B. 2013. Family Cebidae (Squirrel Monkeys and Capuchins), p.348–413. *In*: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Wilson, D. (eds.). **Handbook of the Mammals of the World**. Lynx Edicions.

1989. Rylands, A.B.; Mittermeier, R.A. & Rodriguez-Luna, E. 1995. A species list for the New World primates (Platyrrhini): Distribution by country, endemism, and conservation status according to the Mace-Land system. **Neotropical Primates**, 3: 113–164.

1990. Rylands, A.B. & Mittermeier, R.A. 2008. *Saguinus niger*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T42694A10733990. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T42694A10733990.en>. (Acesso em 2012).

1991. Rylands, A.B. & Mittermeier, R.A. 2009. The diversity of the New World Primates (Platyrrhini): an annotated taxonomy, p.23–53. *In*: Garber, P.A.; Estrada, A.; Bicca-Marques, J.C.; Heymann, E.W. & Strier, K. (eds.). **South American Primates: comparative perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation**. Springer Science & Business Media.

1992. Rylands, A.B.; Santos, I.B. & Mittermeier, R.A. 1991. Distribution and status of the golden-



headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*, in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. **Primate Conservation**, 12-13: 15–23.

1993. Rylands, A.B.; Schneider, H.; Langguth, A.; Mittermeier, R.A.; Groves, C.P. & Rodríguez-Luna, E. 2000. An assessment of the diversity of New World primates. **Neotropical Primates**, 8 (2): 61–93.

1994. Rylands, A.B.; Spironello, W.R.; Tornisiello, V.L.; Lemos de Sá, R.M.; Kierulff, M.C.M. & Santos, I.B. 1988. Primates of the rio Jequitinhonha valley, Minas Gerais, Brazil. **Primate Conservation**, 9: 100–109.

1995. Rylands, A.B.; Strier, K.B.; Mittermeier, R.A.; Borovansky, J. & Seal, U.S. 1988. **Population and Habitat Viability Assessment for the Muriqui (*Brachyteles arachnoides*)**. UCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG).

1996. Rylands, A.B. 1982. **The Behaviour and Ecology of Three Species of Marmosets and Tamarins (*Callitrichidae*, *Primates*) in Brazil**. Tese (Doutorado). University of Cambridge, Cambridge, UK.

1997. Rylands, A.B. 1989. Sympatric Brazilian callitrichids: the black-tufted-ear marmoset, *Callithrix kuhlii*, and the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*. **Journal of Human Evolution**, 18 (7): 679–695.

1998. Rylands, A.B. 1993. The ecology of the lion tamarins, *Leontopithecus*: some intrageneric differences and comparisons with other callitrichids, p.296–313. In: Rylands, A. (ed.). **Marmosets and tamarins: Systematics, behavior, and ecology**. Oxford University Press.

1999. Rylands, A.B. 1996. Habitat and the evolution of social and reproductive behaviour in Callitrichidae. **American Journal of Primatology**, 38: 5–18.

2000. Rylands, A.B. 2012. **Taxonomy of the Neotropical Primates – database**. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group, IUCN, Gland

2001. Sabatini, V. & Ruiz-miranda, C.R. 2008. Acoustical Aspects of the Propagation of Long Calls of Wild *Leontopithecus rosalia*. **International Journal of Primatology**, 29: 207–223.

2002. Sabatini, V. & Ruiz-Miranda, C.R. 2010. Does the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia* (Primates: Callitrichidae), select a location within the forest strata for long distance communication? **Zoologia (Curitiba)**, 27 (2): 179–183.

2003. Safford, H.D. 1999. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, 26: 693–712.

2004. Saltzman, W.; Severin, J.M.; Schultz-Darken, N. & Abbott, D.H. 1997. Behavioral and social correlates of escape from suppression of ovulation in female common marmosets housed with the natal family. **American Journal of Primatology**, 41: 1–21.

2005. Salvador, C.H. & Fernandez, F.A.S. 2008. Population Dynamics and Conservation Status of the Insular cavy *Cavia intermedia* (Rodentia: Caviidae). **Journal of Mammalogy**, 89 (3): 721–729.

2006. Salvador, C.H. & Fernandez, F.A.S. 2008. Reproduction and growth of a rare, Island-endemic cavy (*Cavia intermedia*) from southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 89 (4): 909–915.

2007. Samaran, F.; Stafford, K.M.; Branch, T.A.; Gedamke, J.; Royer, J.Y.; Dziak, R.P. & Guinet, C. 2013. Seasonal and Geographic Variation of Southern Blue Whale Subspecies in the Indian Ocean. **PLoS ONE**, 8 (8): e71561.

2008. Sampaio, D.T. & Ferrari, S.F. 2007. **Interspecific associations of *Cebus apella apella* and five**



primates in a forest fragment in Amazonia. In: XII Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia. Livro de Resumos. Belo Horizonte, MG.

2009. Sampaio, E.; Lim, B. & Peters, S. 2008. *Lonchophylla dekeyseri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T12264A3329861. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T12264A3329861.en>.

2010. Sampaio, R.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E. & Peres, C.A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity Conservation**, 19: 2421–2439.

2011. Sampaio, R. 2007. **Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Amazonas. 37p.

2012. Sana, D.A & Cullen, L. 2008. *Puma concolor capricornensis* Goldman, 1946, p.795–797. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

2013. Sana, D.A. & Cullen, L. 2008. *Puma concolor greeni* Nelson & Goldman, 1931, p.798–799. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

2014. Sanches, R.A. 2001. Caiçara Communities of the Southeastern Coast of São Paulo State (Brazil): Traditional Activities and Conservation Policy for the Atlantic Rain Forest. **Human Ecology Review**, 8 (2): 52–64.

2015. Sanderson, E.W.; Redford, K.; Chetkiewicz, C.H.B.; Medellin, R.A.; Rabinowitz, A.R.; Robinson, J.G. & Taber, A.B. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. **Conservation Biology**, 16: 58–72.

2016. Sanderson, J. & Silveira, L. 2003. Observations of Xenarthra in the Brazilian Cerrado and Guyana. **Edentata**, 5: 40–44.

2017. Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S. & Ferreira, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 166: 113–124.

2018. Sanpera, C.; Gonzalez, M. & Jover, L. 1996. Heavy metals in two populations of North Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*). **Environmental Pollution**, 91: 299–307.

2019. Santana, M.M. 2012. **Ecologia comportamental de um grupo de guigó-de-coimbra (*Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth 1999) no leste de Sergipe.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Sergipe. 66p.

2020. Santos, E.F.; Setz, E.Z.F. & Gobbi, N. 2003. Diet of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and its role in seed dispersal on a cattle ranch in Brazil. **Journal of Zoology (London)**, 260: 203–208.

2021. Santos, F.S. & Mendes-Oliveira, A.C. 2012. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. **Biota Neotropica**, 12 (3): 282–291.

2022. Santos Filho, M. 2000. **Uso de habitat por mamíferos não-voadores na Esec Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto Natural de Pesquisa da Amazônia. 58p.

2023. Santos, I.B.; Fonseca, G.A.B.; Rigueira, S.E. & Machado, R.B. 1994. The rediscovery of the Brazilian three-banded armadillo and notes on its conservation status. **Edentata**, 1: 11–15.

2024. Santos, I.B. & Lernould, J.M. 1993. A conservation program for the yellow-breasted capuchin,



Cebus apella xanthosternos. **Neotropical Primates**, 1 (1): 4–5.

2025. Santos, I.B.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Valle, C.M. 1987. The distribution and conservation status of primates in Southern Bahia, Brazil. **Primate Conservation**, 8: 126–142.

2026. Santos, I.B. 1993. **Bionomia, distribuição geográfica e situação atual do tatu-bola *Tolypeutes tricinctus* (Linné 1758) (Dasypodidae, Edentata) no Nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais. 138p.

2027. Santos, J.P. 2007. **Análise quantitativa e métodos preventivos de predação de animais domésticos por canídeos selvagens no entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra**. Instituto Superior de Educação – UNIFOR-MG.

2028. Santos, J.W.A. & Lacey, E.A. 2011. Burrow sharing in the desert-adapted torch-tail spiny rat. **Journal of Mammalogy**, 92: 3–11.

2029. Santos Jr., E. M.; Ferrari, S. F. & Jerusalinsky, L. 2007. Sobre a presença do macaco-guigó *Callicebus coimbrai* na Mata do Junco, p.24–26. In: SERGIPE/SEMARH (ed.). **Estudos para criação do Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco**.

2030. Santos Jr., E. M. 2010. **Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais da bacia do baixo rio São Francisco em Sergipe e suas implicações para conservação de guigós (*Callicebus* sp.)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Sergipe. 86p.

2031. Santos, M. C. de O. & Netto, D. F. 2005. Killer whale (*Orcinus orca*) predation on a franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Brazilian waters. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 4 (1): 69–72.

2032. Santos, M. C. de O.; Oshima, J.E.F. & Silva, E. 2009. Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): the discovery of a population in the Paranaguá estuarine complex, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57 (1): 57–63.

2033. Santos, M.C. de O.; Pacífico, E. S. & Gonçalves, M. F. 2007. Unusual record of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in inner waters of the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 6 (1): 117–119.

2034. Santos, M.C.O.; Barão-Acuña, L. & Rosso, S. 2001. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 81: 1049–1052.

2035. Santos, M.C.O.; Cremer, M.J.; Secchi, E.R.; Flach, L.; Filla, G.; Hubner, A. & Dussán-Duque, S. 2010. Report of the working group on population abundance and age estimation. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 8: 39–45.

2036. Santos, M.C.O.; Oshima, J.E.F.; Pacífico, E.S. & Silva, E. 2010. Group size and composition of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70 (1): 111–120.

2037. Santos, M.C.O.; Rosso, S. & Ramos, R.M.A. 2003. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in South-eastern Brazil. **Journal of The Marine Biological Association of the United Kingdom**, 83 (1): 233–236.

2038. Santos, M.C.O. & Rosso, S. 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 6 (1): 71–82.

2039. Santos, M.C.O.; Siciliano, S.; de Souza, S.P. & Pizzorno, J.L.A. 2001. Occurrence of southern



right whales (*Eubalaena australis*) along southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 153–156.

2040. Santos, M.C.O.; Siciliano, S.; Vicente, A.F.D.C.; Alvarenga, F.S.; Zampiroli, É.; Souza, S.P.D. & Maranhão, A. 2010. Cetacean records along São Paulo state coast, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 58 (2): 123–142.

2041. Santos, M.C.O. 2010. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) displaying beach hunting behavior in the Cananéia estuary, Brazil: social context and conservation issues. **Brazilian Journal of Oceanography**, 58 (2): 143–152.

2042. Santos, M.F.M.; Pellanda, M.; Tomazzoni, A.C.; Hasenack, H. & Hartz, S.M. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de *habitat* no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 94 (3): 235–245.

2043. Santos, R.A. & Haimovici, M. 2000. The Argentine shortfin squid *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) in the food webs off southern Brazil. **Sarsia**, 85: 49–60.

2044. Santos, R.R. 2002. **Ecologia de cuxiús (*Chiropotes satanas*) na Amazônia Oriental: Perspectivas para a conservação de populações fragmentadas**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Pará. 61p.

2045. Santos-Filho, M. & Silva, M.N.F. 2002. Uso de *habitat* por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. **Revista Brasileira de Zoociências**, 4 (1): 57–73.

2046. São Bernardo, C.S.S. 2004. **Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP. Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 152p.

2047. Sbragia, I. A. & Cardoso, A. 2008. Quiropteroфаuna (Mammalia: Chiroptera) cavernícola da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, 14 (1): 360–365.

2048. Schaller, G.B. & Vasconcelos, J.M. 1978. A marsh deer census in Brazil. **Oryx**, 14: 345–351.

2049. Schaller, G.B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, 31: 1–36.

2050. Schiavetti, A. & Alarcon, D.T. 2009. **unidades de conservação e estudos de *Sotalia guianensis* no Nordeste brasileiro: Primeira aproximação**. In: Workshop do Nordeste para Pesquisa e Conservação de *Sotalia guianensis*. Caucaia, CE.

2051. Schmid, W. & Glaser, D. 1977. The banded karyotype of *Saguinus midas* tamarin Link, 1795 (Callitrichidae, Primates). **Folia Primatologica**, 28 (2): 154–158.

2052. Schmidlin, L.A.J. 2004. **Análise da disponibilidade de *habitat* para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento**. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal). Universidade Federal do Paraná. 90p.

2053. Schmigelow, J.M.M. 1990. **Estudo sobre cetáceos odontocetes encontrados em praias da região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) (24° 42' S - 25° 28' S) com especial referência a *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Delphinidae)**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.

2054. Schneider, H. 2000. The current status of the New World monkey phylogeny. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 72 (2): 165–172.

2055. Schneider, M.P. & Marques, A.A.B. 1999. **Densidade populacional de *Alouatta fusca clamitans***



(Primates: Atelidae) em mata com araucárias na Estação Ecológica de Aracuri, RS. In: IX Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia. Santa Teresa, ES.

2056. Schweizer, J. 1992. Ariranhas no Pantanal: Ecologia e comportamento da *Pteronura brasiliensis*.

2057. Schwindt, D.M. & Ayres, J.M. 2004. Parapatric groups of black and common squirrel monkeys (*Saimiri vanzolinii* and *Saimiri sciureus*) in the central Amazon. **American Journal of Physical Anthropology**, 38(Suppl.) 177.

2058. Schwitzer, C.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Taylor, L.A.; Chiozza, F.; Williamson, E.A.; Wallis, J. & Clark, F.E.eds. 2014. **Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2012–2014**. IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Zoological Society, Arlington. 91p.

2059. Scognamillo, D.; Maxit, I.E.; Sunkuist, M. & Polisar, J. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. **Journal of Zoology**, 259: 269–279.

2060. Scoss, L.M.; Júnior, P.M.; Silva, E. & Martins, S.V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impactos de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. **Revista Árvore**, 28 (1): 121–127.

2061. SDS, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas. 2008. **Plano de Gestão do Parque Estadual Rio Negro Setor Norte. Volume I - Diagnóstico da unidade de conservação**. 136p.

2062. Seal, U.S.; Ballou, J.D. & Valladares-Padua, C.B. 1990. **Leontopithecus: Population Viability Analysis Workshop report**. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources/Species Survival Commission (IUNC/SSC) & Captive Breeding Specialist Group (CBSG).

2063. SEAM, Secretaria del Ambiente del Paraguay. 2010. **Especies Amenazadas**. <http://www.seam.gov.py/especies-amenazadas.html>. (Acesso em 2011).

2064. Sears, R. & Perrin, W.F. 2009. Blue whale *Balaenoptera musculus*, p.120–124. In: Perrin, W.F.; Würsig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press.

2065. Secchi, E. R.; Danilewicz, D. & Ott, P. H. 2003. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. **Journal of Cetacean Research and Management**, 5 (1): 61–68.

2066. Secchi, E. R.; H., Ott; P. & Danilewicz, D. 2003. Effects of fishing bycatch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*, p.174–191. In: Gales, N.; Hindell, M. & Kirkwood, R. (eds.). **Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues**. CSIRO.

2067. Secchi, E. R.; Kinas, P. G. & Muelbert, M. 2004. Incidental catches of franciscana in coast gillnet fisheries in the Franciscana Management Area III: Period 1999–2000. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3 (1): 61–68.

2068. Secchi, E. R.; Ott, P. H.; Crespo, E. A.; Kinas, P. G.; Pedraza, S. N. & Bordino, P. A. 2001. First estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3 (1): 95–100.

2069. Secchi, E. 2012. *Sotalia guianensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T181359A17583662.en>.

2070. Secchi, E.R.; Ott, P.H. & Da Silva, V.M.F. 2008. *Balaenoptera musculus* Linnaeus, 1758,



p.806–808. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

2071. Secchi, E.R.; Zerbini, A.N.; Bassoi, M.; Dalla Rosa, L.; Moller, L.M. & Rocha-Campos, C.C. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnets in southern Brazil: 1994–1995. **Reports of the International Whaling Commission**, 653–658.

2072. Secchi, E.R. 1994. **Informações inéditas sobre a presença de *Eubalaena australis* na costa sul do Rio Grande do Sul**. In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur.

2073. Secchi, E.R. 2006. **Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity**. Tese (Doutorado). University of Otago.

2074. Secretária Estadual do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Sustentável, Amapá. 2010. **Plano de gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Rio Amapá**. 232p.

2075. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, Divisão Técnica de Medicina Veterinária e Manejo da Fauna Silvestre. Departamento de Parques e Áreas Verdes. 2009. **Projeto “Manejo e conservação do bugio *Alouatta clamitans* (Primates, Atelidae) na região metropolitana de São Paulo: aprimorando o programa de reintrodução.”** http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/Rel_BugioDepave3_FemaVol1.pdf. (Acesso em 2012).

2076. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. 2010. Levantamento da Fauna do Município de São Paulo 2010. **Diário Oficial da Cidade de São Paulo**, 55 (94) – Suplemento.

2077. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. 2011. **Danos à fauna causados por rede elétrica na Região Metropolitana de São Paulo**. Relatório Técnico. Divisão Técnica de Medicina Veterinária e Manejo da Fauna Silvestre - Departamento de Parques e Áreas Verdes. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. 37p.

2078. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. 2012. **Sao Paulo City Case Study - Re-introducing of Howler Monkey in the City**. Divisão Técnica de Medicina Veterinária e Manejo da Fauna Silvestre - Departamento de Parques e Áreas Verdes. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/saopaulocity_case_study_1334931581.pdf. (Acesso em 2012).

2079. SEMA, Secretaria de Estado de Meio Ambiente. 2007. **Plano de Manejo Parque Estadual do Araguaia**. Coordenadoria de unidades de conservação / Secretaria de Estado do Meio Ambiente – Cuiabá : CUC/SEMA SEMA. 230p.

2080. Sena, L.; Vallinoto, M.; Sampaio, I.; Schneider, H.; Ferrari, S.F. & Schneider, M.P.C. 2002. Mitochondrial COII gene sequences provide new insights into the phylogeny of marmoset species groups (Callitrichidae, Primates). **Folia Primatologica**, 73 (5): 240–251.

2081. Seuánez, H.N.; Alves, G.; Lima, M.M.C.; de Souza Barros, R.; Barroso, C.M.L. & Muniz, J.A.P.C. 1992. Chromosome Studies in *Chiropotes satanas utahicki* Hershkovitz, 1985 (Cebidae, Platyrrhini): A Comparison With *Chiropotes satanas chiropotes*. **American Journal of Primatology**, 28: 213–222.

2082. Seuánez, H.N.; Armada, J.L.; Freitas, L.; Silva, R.R.; Pissinatti, A. & Coimbra-Filho, A.F. 1986. Intraspecific chromosome variation in *Cebus apella* (Cebidae, Platyrrhini): the chromosomes of the yellow-breasted capuchin *Cebus apella xanthosternos* Wied, 1820. **American Journal of Primatology**, 10: 237–247.

2083. Seuánez, H.N.; Bonvicino, C.R. & Moreira, M.A.M. 2005. The primates of the Neotropics: genomes and chromosomes. **Cytogenetic and Genome Research**, 108: 38–46.



2084. Seuánez, H.N.; Forman, L. & Alvez, G. 1988. Comparative chromosome morphology in three callitrichid genera: *Cebuella*, *Callithrix* and *Leontopithecus*. **Journal of Heredity**, 79: 418–424.
2085. Seyboth, E.; Groch, K.R.; Secchi, E.R. & Dalla-Rosa, L. 2015. Habitat use by southern right whales, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), in their main northernmost calving area in the western South Atlantic. **Marine Mammal Science**, 31: 1521–1537.
2086. Seymour, K. 1989. *Panthera onca*. **Mammalian Species**, 230: 1–9.
2087. Shaw, J.H.; Carter, T.S. & Machado-Neto, J. 1985. Ecology of the Giant Anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brazil: a pilot study, p.379–384. In: Montgomery, G. (ed.). **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. Smithsonian Institution Press.
2088. Shaw, J.H.; Machado-Neto, J. & Carter, T.S. 1987. Behavior of free-living giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*). **Biotropica**, 19 (3): 255–259.
2089. Sheldon, J.W. 1992. **Wild dogs: the natural history of the nondomestic canidae**. Academic Press Inc. 248p.
2090. Shepard, G.H.; Levi, T.; Neves, E.G.; Peres, C.A. & Yu, D.W. 2012. Hunting in Ancient and Modern Amazonia: Rethinking Sustainability. **American Anthropologist**, 114 (4): 652–667.
2091. Shimooka, Y.; Campbell, C.J.; Di Fiore, A.; Felton, A.M.; Izawa, K.; Link, A.; Nishimura, A.; Ramos-Fernández, G. & Wallace, R.B. 2008. Demography and group composition of *Ateles*, p.339–348. In: Campbell, C.J. (ed.). **Spider Monkeys: Behavior, Ecology and Evolution of the Genus *Ateles***. Cambridge University Press.
2092. Shimooka, Y. 2005. Sexual differences in ranging of *Ateles belzebuth* belzebuth at La Macarena, Colombia. **International Journal of Primatology**, 26 (2): 385–406.
2093. Shiozawa, M.M.; Hilst, C.L.S.; Svoboda, W.K.; Malanski, L.S.; Aguiar, L.M.; Ludwig, G.; Maron, A.; Silveira, J.R.; Passos, F.C. & Navarro, I.T. 2006. **Dados biométricos de *Cebus cay* de vida livre de matas ciliares do rio Baia, região do município de Taquarussu, MS**. In: Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Zoologia.
2094. Sholl, T.G.C.; Nascimento, F.F.; Leoncini, O.; Bonvicino, C.R. & Siciliano, S. 2008. Taxonomic identification of dolphin love charms commercialized in the Amazonian region through the analysis of cytochrome b DNA. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88 (6): 1207–1210.
2095. Siciliano, S.; Di Benedetto, A. P. M. & Ramos, R. M. A. 2002. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: Caracterização dos *habitat* e fatores de isolamento das populações. **Boletim do Museu Nacional**, 476: 1–15.
2096. Siciliano, S.; Emin-Lima, N.R.; Costa, A.F.; Rodrigues, A.L.F.; Magalhães, F.A.; Tosi, C.H.; Garri, R.G.; Silva, C.R. & Sousa e Silva Jr., J. 2008. Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**, 66 (2): 381–401.
2097. Siciliano, S.; Moura, J.F.; Emin-Lima, N.R.; Arcoverde, D.L.; Sousa, M.E.M.; Martins, B.M.L.; Sousa e Silva Jr., J.; Tavares, M.; Santos, M.M.C.O. & Ott, P.H. 2011. **Large baleen whales on the coast of Brazil: a review of post-1997 data on strandings and sightings**. Paper SC/63/SH2 presented to the IWC Scientific Committee, Norway, May – June 2011. <https://iwc.int/sc63docs>.
2098. Siciliano, S.; Moura, J.F. & Secco, H.K.C. 2015. Considerações sobre a distribuição da toninha (*Pontoporia blainvillei*, Gervais & d’Orbigny, 1844) na costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil, p.112–117. In: Ott, P.H.; Domit, C.; Siciliano, S. & Flores, P.A.C. (eds.). **Memórias do VII**



workshop para a coordenação de pesquisa e conservação de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844). Florianópolis, SC, Brasil.

2099. Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. **Reports of the International Whaling Commission**, 15: 241–250.

2100. Sidou, S.A. 2007. **Capturas acidentais de pequenos cetáceos pela frota pesqueira do porto de Cananéia, SP.** Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus Rio Claro, SP.

2101. Silva, A.B. 2010. **Avaliação da relação entre distância média diária percorrida, área de vida e disponibilidade de energia para tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em savanas neotropicais.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 80p.

2102. Silva, C.R. 2008. Inventários rápidos de mamíferos não-voadores no Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque: Resultados das Expedições I a V e Síntese, p.3–151. *In*: Bernard, E. (ed.). **Inventários Biológicos Rápidos no Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque, Amapá, Brasil.** RAP Bulletin of Biological Assessment.

2103. Silva, F. 1994. **Mamíferos Silvestres.** Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 244p.

2104. Silva, F.P.C. & Drumond, P.M. 2009. **Mamíferos e aves encontrados em fragmento florestal localizado no Projeto de Colonização Pedro Peixoto, Acre, Amazônia Ocidental.** Embrapa Acre. Rio Branco, AC. 21p.

2105. Silva, J.A. & Talamoni, S.A. 2003. Diet adjustments of maned wolves, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) (Mammalia, Canidae), subjected to supplemental feeding in a private natural reserve, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20 (2): 339–345.

2106. Silva, J.A.F. 2012. **Mamíferos terrestres de médio e grande porte dos estados da Paraíba, Pernambuco e Ceará.** Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba.

2107. Silva, J.M.; Rylands, A.B. & Fonseca, G.A.B. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, 1 (1): 124–131.

2108. Silva, J.M.C. & Casteleti, C.H. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, p.43–59. *In*: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. (eds.). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.** Fundação SOS Mata Atlântica.

2109. Silva, J.M.C. & Oren, D.C. 1993. Observations on the *habitat* and distribution on the brazilian three banded armadillo *Tolypeutes tricinctus*, a threatened Caatinga endemic. **Mammalia**, 57 (1): 149–152.

2110. Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T. & Lins, L.V. 2004. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação.** Ministério do Meio Ambiente (MMA)/Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)/Conservation International do Brasil/Fundação Biodiversitas/Embrapa Semi-Árido. 382p.

2111. Silva, J.P.A.; Carvalho, A.R. & Motta, J.A.O. 2009. Fauna de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em cavernas do bioma Cerrado na região de Indiara (Goiás). **Zoociências**, 11 (3): 209–217.

2112. 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: 1455–1464.

2113. Silva Jr., A.P. 2007. **Status conservacionista da mastofauna em fragmentos da Mata Atlântica nordestina.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco. 52p.



2114. Silva Jr., E.C. 1981. A preliminary survey of the brown howler monkeys (*Alouatta fusca*) at the Cantareira Reserve (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, 41 (4): 897–909.
2115. Silva Jr., J.S. 1991. Distribuição geográfica do cuxiú-preto (*Chiropotes satanas satanas* Hoffmannsegg, 1807) na Amazônia Maranhense (Cebidae, Primates), p.275–284. In: Rylands, A.B. & Bernades, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Fundação Biodiversitas e Sociedade Brasileira de Primatologia.
2116. Silva Júnior, J.S. & Cerqueira, R. 1998. New data and a historical sketch on the geographical distribution of the Ka'apor Capuchin, *Cebus kaapori* Queiroz, 1992. **Neotropical Primates**, 6 (4): 118–121.
2117. Silva Júnior, J.S. & Figueiredo, W.M.B. 2002. **Revisão sistemática dos cuxiús, gênero *Chiropotes* Lesson, 1840 (Primates Pitheciidae)**. In: X Congresso Brasileiro de Primatologia, Belém, PA. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2118. Silva Júnior, J.S.; Lima, E.M.; Camargo, C.C. & Ramos, R.M. 2009. Mamíferos de médio e grande porte, In: Monteiro, M.A.; Coelho, M.C.N. & Barbosa, E.J.S. (eds.). **Atlas Socioambiental: Municípios de Tomé-Açu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis**. NAEA. 463p.
2119. Silva Júnior, J.S.; Ohana, J.A.B.; Silva, C.R.; Cardoso, E.M.; Avelar, A.A.; Silva, V.F. & Silva, L.S. 2010. Mamíferos terrestres de médio e grande porte no litoral da Amazônia Brasileira, p.284. In: Pessoa, L.M.; Tavares, W.C. & Siciliano, S. (eds.). **Mamíferos de Restingas e Manguezais**. Sociedade Brasileira de Mastozoologia. Museu Nacional do Rio de Janeiro.
2120. Silva Júnior, J.S. & Queiroz, H.L. 2008. *Cebus kaapori* Queiroz, 1992, p.752–754. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2121. Silva Júnior, J.S. & Queiroz, H.L. 2008. *Saimiri vanzolinii* Ayres, 1985, p.758–760. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2122. Silva Júnior, J.S. 2001. **Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae)**. Tese (Doutorado em Genética). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 377p.
2123. Silva Júnior, J.S. 2002. **Sistemática dos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777**. In: X Congresso Brasileiro de Primatologia, Belém, PA. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2124. Silva, K.V.; Moura, E.F.; Valença-Montenegro, M.M. & Martins, A.B. 2011. **Análise cariotípica de *Cebus flavius* (Schreber, 1774)**. In: XIV Congresso Brasileiro de Primatologia, Curitiba, PR. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2125. Silva, M.F.L. 2004. **Relação carrapato x tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus 1758) de vida livre: características histológicas e ultra-estruturais da lesão cutânea**. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária). Universidade Estadual Paulista Jaboticabal. 72p.
2126. Silva, M.J.J. & Yonenaga-Yassuda, Y. 1997. New karyotypes of two related species of *Oligoryzomys* genus (Cricetidae, Rodentia) involving centric fusion with loss of NORs and distribution of telomeric (TTAGGG), sequences. **Hereditas**, 127: 217–229.
2127. Silva, M.M.; Villar, D.N.A.; Leão, G.S. & Silva, E.M.A. 2002. **Ocorrência de uma população de *Brachyteles arachnoides* (Primates – atelinae) na Serra da Mantiqueira – São Francisco Xavier, São José dos Campos – SP**. In: X Congresso Brasileiro de Primatologia, Belém, PA. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2128. Silva, M.M. 1999. **Análise de Viabilidade de uma População de muriquis (*Brachyteles***



arachnoides Geoffroy, 1806) em São Francisco Xavier, Serra da Mantiqueira – SP. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 68p.

2129. Silva, R. E.; Rosas, F.C.W. & Zuanon, J. 2013. Feeding ecology of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) and the neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Jaú National Park, Amazon, Brazil. **Journal of Natural History**, 48 (7-8): 465–479.

2130. Silva, S.B. & Ferrari, S.F. 2008. Behavior patterns of southern bearded sakis (*Chiropotes satanas*) in the fragmented landscape of eastern Brazilian Amazonia. **American Journal of Primatology**, 70: 1–7.

2131. Silva, S.S.B. 2003. **Comportamento Alimentar do cuxiú-preto (*Chiropotes satanas*) na área de influência do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí-Pará.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi.

2132. Silva, S.S.P.; Guedes, P. G. & Peracchi, A.L. 2001. Levantamento preliminar dos morcegos do Parque Nacional de Ubajara (Mammalia, Chiroptera), Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 18 (1): 139–144.

2133. Silva, T.C.F. 2010. **Estudo da variação na pelagem e da distribuição geográfica em *Cebus flavius* (Schreber, 1774) e *Cebus libidinosus* (Spix, 1823) do Nordeste do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal da Paraíba. 82p.

2134. Da Silva, V.M.F. & Best, R.C. 1982. Amazon river dolphin (*Inia*) preys on turtle (*Podocnemis*). **Investigations on Cetacea**, 8: 253–256.

2135. Da Silva, V.M.F.; D’Affonseca Neto, J.A.; Mattos, G.E. & Sousa Lima, R.S. 2000. **Duração da lactação em peixe-boi da Amazônia (*Trichechus inunguis*): estudo de caso de filhote nascido em cativeiro.** In: 9ª Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Buenos Aires, Argentina.

2136. Da Silva, V.M.F.; Goulding, M. & Barthem, R.B. 2008. **Golfinhos da Amazônia.** INPA. 52p.

2137. Da Silva, V.M.F.; Luna, F. & Sousa-Lima, R.S. 2008. *Trichechus manatus*, Linnaeus, 1758, p.818–820. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

2138. Da Silva, V.M.F.; Martin, A.R. & Carmo, N.A.S. 2011. Boto Bait: Amazonian fisheries pose threat to elusive dolphin species. **Species**, 53: 10–12.

2139. Da Silva, V.M.F. & Martin, A.R. 2007. **Impact of human activities upon two species of dolphins in Amazon flooded forest, Brazil.** In: 17th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Cape Town, South Africa.

2140. Da Silva, V.M.F. & Martin, A.R. 2010. Status, threats, conservation initiatives and possible solutions for *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in Brazil, p.249. In: Trujillo F.; Crespo, E.; van Damme, P.A. & Usma, J.S. (eds.). **The Action Plan for South American River Dolphins 2010-2020.** WWF, Fundación Omacha, WDS, WDCS, Solamac.

2141. Da Silva, V.M.F.; Rosas, F.C.W. & Cantanhede, A.M. 2008. *Trichechus inunguis* (Natterer, 1883), p.816–818. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

2142. Da Silva, V.M.F. 1994. **Aspects of the biology of the Amazonian dolphins genus *Inia* and *Sotalia fluviatilis*.** The University of Cambridge. 327p.

2143. Da Silva, V.M.F. 1995. Age estimation on the Amazon dolphin *Inia geoffrensis* using laminae in the teeth. **Reports of the International Whaling Commission**, 16: 531–546.



2144. Da Silva, V.M.F. 2004. O peixe-boi da Amazônia *Trichechus inunguis* (Sirenia: Trichechidae), p.283–289. In: Cintra, R. (ed.). **História natural, ecologia e conservação de algumas espécies de plantas e animais da Amazônia**. EDUA/EDELBRA.
2145. Da Silva, V.M.F. 2008. Amazon River Dolphin *Inia geoffrensis*, p.26–28. In: Perrin, W.F.; Wursig, B. & Thewissen, J.G. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**.
2146. Silva-Pereira, J.E.; Moro-Rios, R.F.; Bilski, D.R. & Passos, F.C. 2011. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology**, 76: 308–312.
2147. Silveira, L. & Crawshaw Jr, P. 2008. *Panthera onca* Linnaeus, 1758, p.793–794. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2148. Silveira, L.; Jácomo, A.T.A.; Astete, S.; Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Furtado, M.M. & Marinho-Filho, J. 2009. Density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in the caatinga of north-eastern Brazil. **Oryx**, 44: 104–109.
2149. Silveira, L.; Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**, 114: 351–355.
2150. Silveira, L.; Jácomo, A.T.A.; Furtado, M.M.; Torres, N.M.; Sollmann, R. & Vynne, C. 2009. Ecology of the Giant Armadillo (*Priodontes maximus*) in the Grasslands of the Central Brazil. **Edentata**, 8 (10): 25–34.
2151. Silveira, L.; Jácomo, A.T.A.; Rodrigues, F.H.G. & Diniz-Filho, J.A.F. 1998. Bush dogs (*Speothos venaticus*), in Emas National Park, Central Brazil. **Mammalia**, 62: 446–449.
2152. Silveira, L.; Paula, R.C.de & Rodrigues, F.H.G. 2008. *Oncifelis colocolo* Molina, 1782, p.791–792. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2153. Silveira, L.; Paula, R.C.de & Rodrigues, F.H.G. 2008. *Leopardus colocolo* (Molina, 1782), p.791–792. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2154. Silveira, L.; Rodrigues, F.H.G.; Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx**, 33 (2): 108–114.
2155. Silveira, L. 1995. Notes on the distribution and natural history of the pampas cat, *Felis colocolo*, in Brazil. **Mammalia**, 59 (1): 284–288.
2156. Silveira, L. 1999. **Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal de Goiás. 125p.
2157. Silveira, L. 2004. **Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça parda (*Puma concolor*) no Cerrado e Pantanal**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 240p.
2158. Silveira, L.F.; Klein, A.H. & Tessler, M.G. 2011. Classificação morfodinâmica das praias do estado de Santa Catarina e do litoral norte do estado de São Paulo utilizando sensoriamento remoto. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 15 (2): 13–28.
2159. Simmons, N.B. 1995. **A preliminary assessment of species limits in the subgenus Micronycteris**. In: Abstracts of the American Society of Mammalogists 75th Annual Meeting.



2160. Simões-Lopes, P.C.; Palazzo Jr., J.T.; Both, M.C. & Ximenez, A. 1988. **Identificação, movimentos e aspectos biológicos da baleia franca austral (*Eubalaena australis*) na costa sul do Brasil.** In: Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 3. Anales: Montevideo, 62p.
2161. Simões-Lopes, P.C. & Ximenez, A. 1993. Annotated list of the cetaceans of Santa Catarina coastal waters, Southern Brazil. **Biotemas**, 6 (1): 67–92.
2162. Simon, M.; Stafford, K.M.; Beedholm, K.; Lee, C.M. & Madsen, P.T. 2010. Singing behavior of fin whales in the Davis Strait with implications for mating, migration and foraging. **The Journal of the Acoustical Society of America**, 128 (5): 3200–3210.
2163. Sironi, M.; Rowntree, V.; Snowdon, C.T.; Valenzuela, L. & Marón, C. 2009. **Kelp gulls (*Larus dominicanus*) feeding on southern right whales (*Eubalaena australis*) at Península Valdés, Argentina: updated estimates and conservation implications.** International Whaling Commission document SC/61/BRG19.
2164. Smith, N.J.H. 1981. Caimans, Capybaras, Otters, Manatees and Man. **Biological Conservation**, 19: 177–187.
2165. Smith, P. 2007. **Giant Armadillo *Priodontes maximus* (Kerr, 1792).** Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay. http://www.faunaparaguay.com/priodontes_maximus.html. (Acesso em 2011).
2166. Smith, P. 2009. **Fauna Paraguay Handbook of the Mammals of Paraguay, Volume 1: Marsupialia: *Thylamys macrurus*.** www.faunaparaguay.com. (Acesso em 2011).
2167. Smith, R.J. & Jungers, W.L. 1997. Body mass in comparative primatology. **Journal of Human Evolution**, 32: 523–559.
2168. Smith, T.E.; Schaffner, C.M. & French, J.A. 1997. Social and developmental influences on reproductive function in female Wied's black tufted-ear marmosets (*Callithrix kuhli*). **Hormone Behaviour**, 31: 159–168.
2169. Snowdon, C.T. & Soini, P. 1988. The tamarins, genus *Saguinus*, p.223–298. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-Filho, A.F. & Fonseca, G.A. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Littera Maciel Ltda.
2170. Soares, J.A.B.; Emin-Lima, R.; Sousa, M.E.M.; Martins, B.M.L. & Siciliano, S. 2012. **Uma análise acerca dos encalhes de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral paraense, 2005-2012.** In: Reunión de trabajo de especialista en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 15. Puerto Madryn, Argentina.
2171. Sogorb, F.; Jamra, L.F. & Guimarães, F.C. 1977. Toxoplasmose em Animais de São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, 19: 191–194.
2172. Soini, P.; Aquino, R.; Encarnación, F.; Moya, L. & Tapia, J. 1989. Situation of the primates in the Peruvian Amazon, p.13–21. In: Saavedra, C.J.; Mittermeier, R.A. & Santos, I. (eds.). **La Primatologia en Latinoamérica**. World Wildlife Fund.
2173. Soini, P. 1986. A synecological study of a primate community in the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. **Primate Conservation**, 7: 63–71.
2174. Soisalo, M. & Cavalcanti, S. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. **Biological Conservation**, 25: 487–496.
2175. Solari, S. & Cáceres, N. 2015. ***Caluromyslops irrupta*.** The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T3651A22172207. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T3651A22172207.en>.



(Acesso em 2012).

- 2175a. Solaris, S. 2015. *Lonchorhina aurita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12270A22039503. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T12270A22039503.en>. Downloaded on 18 December 2017.
2176. Solari, S. 2015. *Xeronycteris vieirai*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136321A22021092.
2177. Sollmann, R.; Torres, N.M. & Silveira, L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protected areas. *Cat News*, 4: 15–20.
2178. Solorzano, J.A. 2006. Mobbing of *Leopardus wiedii* while hunting by a group of *Sciurus ingrami* in an Araucaria forest of Southeast Brazil. *Mammalia*, 70: 156–157.
2179. Sousa, K.S. & Bager, A. 2008. Feeding habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in southern Brazil. *Mammalian Biology*, 73 (4): 303–308.
2180. Sousa, M.B.C.; Albuquerque, A.C.S.; Albuquerque, F.S.; Araújo, A.; Yamamoto, M.E. & Arruda, M.F. 2005. Behavioral strategies and hormonal profiles of dominant and subordinate common marmoset (*Callithrix jacchus*) females in wild monogamous groups. *American Journal of Primatology*, 67: 37–50.
2181. Sousa, M.C. 2000. New localities for Coimbra-Filho's titi monkeys, *Callicebus coimbrai*, in North-east Brazil. *Neotropical Primates*, 8 (4): 151.
2182. Sousa, M.C.; Santos, S.S. & Valente, M.C.M. 2008. Distribuição e Variação na Pelagem de *Callicebus coimbrai* (Primates, Pitheciidae) nos Estados de Sergipe e Bahia, Brasil. *Neotropical Primates*, 15 (2): 54–59.
2183. Sousa, M.C. 2003. Distribuição do guigó (*Callicebus coimbrai*) no Estado de Sergipe. *Neotropical Primates*, 8 (4): 151.
2184. Sousa-Lima, R.S.; Paglia, A.P. & Fonseca, G.A.B. 2002. Signature information and individual recognition in the isolation calls of Amazonian manatees, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Animal Behaviour*, 63 (2): 301–310.
2185. Souza, B.G.; Corrêa, A.A. & Groch, K.R. 2008. **Grupos sociais de baleias francas austrais: ocorrência da APA da Baleia Franca – SC, temporada reprodutiva de 2007**. In: Encontro Nacional Sobre Conservação e Pesquisa de Mamíferos Aquáticos – ENCOPEMAQ. São Vicente, SP.
2186. Souza, D.A. 2015. **Peixe-boi da amazônia (*Trichechus inunguis* Natterer 1883): Mortalidade e uso do habitat na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia de Água Doce e Pesca). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 138p.
2187. Souza-Alves, J. P. 2013. **Ecology and Life-history of Coimbra-Filho's titi monkeys (*Callicebus coimbrai*) in the Brazilian Atlantic forest**. Universidade Federal da Paraíba. 190p.
2188. Souza-Alves, J.P. & Ferrari, S.F. 2010. Responses of wild titi monkeys, *Callicebus coimbrai* (Primates: Platyrrhini: Pitheciidae), to the habituation process. *Zoologia*, 27: 861–866.
2189. Souza-Alves, J.P.; Fontes, I.P.; Chagas, R.R.D. & Ferrari, S.F. 2011. Seasonal versatility in the feeding ecology of a group of titis (*Callicebus coimbrai*) in the northern Brazilian Atlantic Forest. *American Journal of Primatology*, 73: 1199–1209.
2190. Souza-Alves, J.P.; Fontes, I.P. & Ferrari, S.F. 2012. **Seasonal variation in the activity patterns of a group of *Callicebus coimbrai* in the Atlantic Forest of northeastern Brazil**. In: Proceeding of the



XXIVth International Primatological Society Congress. Cancun, México.

2191. SOWLS, L.K. 1997. **Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use**. 20 ed. Texas A e M University Press. 325p.

2192. Spironello, W.R. 1988. Range size of a group of *Cebus apella* in Central Amazonia. **International Journal of Primatology**, 8 (5): 522.

2193. Spironello, W.R. 1991. Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central, p.285–296. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil 3**. Sociedade Brasileira de Primatologia.

2194. Sponchiado, J. 2011. **Estrutura das comunidades de pequenos mamíferos de duas unidades de conservação (Taim e Espinilho) do bioma Pampa, sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal). Universidade Federal de Santa Maria.

2195. Srbek-Araujo, A.C.; Scoss, L.M.; Hirsch, A. & Chiarello, A.G. 2009. Records of the giant armadillo *Priodontes maximus* (Cingulata: Dasypodidae) in the Atlantic Forest: are Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species? **Zoologia**, 26: 461–468.

2196. Staib, E. & Schenck, C. 1994. Giant Otters and Ecotourism in Peru. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 9: 7–8.

2197. Staib, E. 2005. **Eco-etología del Lobo de Río (*Pteronura brasiliensis*) en el sureste del Perú. Ayuda para vida silvestre amenazada**. Sociedad Zoológica de Frankfurt Perú. 195p.

2198. Stallings, J.R. & Robinson, J.G. 1991. **Disturbance, forest heterogeneity and primate communities in a Brazilian Atlantic Forest Park**. 357–368p. In: Rylands, A.B. & Bernardes, A.T. (eds.). **A Primatologia no Brasil 3**. Sociedade Brasileira de Primatologia.

2199. Stallings, J.R. 1983. Status y conservación de primates en el Paraguay, p.133–151. In: Saavedra, C.J.; Mittermeier, R.A. & Bastos, I.S. (eds.). **La Primatologia en Latinoamérica**.

2200. Stallings, J.R. 1985. Distribution and status of primates in Paraguay. **Primate Conservation**, 6: 51–57.

2201. Stanyon, R.; Tofanelli, S.; Morescalchi, M.A.; Agoramoorthy, G.; Ryder, O.A. & Wienberg, J. 1995. Cytogenetic analysis shows extensive genomic rearrangements between red howler (*Alouatta seniculus* Linnaeus) subspecies. **American Journal of Primatology**, 35: 171–183.

2202. Steinmetz, S. 2000. **Ecologia e comportamento do bugio (*Alouatta fusca clamitans*, Atelidae - Primates) no Parque Estadual Intervales - SP**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 101p.

2203. Stevenson, M.F. & Rylands, A.B. 1998. The marmosets, genus *Callithrix*, p.131–222. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Coimbra-Filho, A. & Fonseca, G.A.B. (eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Littera Maciel Ltda.

2204. Stevenson, P.; Link, A.; di Fiore, A.; de La Torre, S. & Boubli, J.P. 2008. ***Lagothrix poeppigii***. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39927A10290256. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2011).

2205. Stevenson, P.R. 2006. Activity and ranging patterns of Colombian woolly monkeys in north-western Amazonia. **Primates**, 47 (3): 239–247.

2206. Stoinski, T.S.; Beck, B.B.; Bownan, M. & Lehnhardt, J. 1997. The Gateway Zoo Program: A recent initiative in Golden lion tamarin zoo introductions, p.113–129. In: Wallis, J. (ed.). **Primate conservation: the role of zoological parks**. American Society of Primatologists.



2207. Stolz, J.F.B.; Gonçalves, G.L.; Leipnitz, L. & Freitas, T.R.O. 2013. DNA-based and geometric morphometrics analysis to validate species designation: a case study of the subterranean rodent *Ctenomys bicolor*. **Genetics and Molecular Research - GMR**, 12: 5023–5037.
2208. Stone, A.I.; Lima, E.M.; Aguiar, G.F.S.; Camargo, C.C.; Flores, T.A.; Kelt, D.A.; Marques-Aguiar, S.A.; Queiroz, J.A.L.; Ramos, R.M. & Silva Júnior, J.S. 2009. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity Conservation**, 18 1685–1694.
2209. Stone, A.I. 2004. **Juvenile feeding ecology and life history in a neotropical primate, the squirrel monkey (*Saimiri sciureus*)**. Tese (Doutorado em Biologia). University of Illinois. 178p.
2210. Strahl, S.D.; Silva, J.L. & Goldstein, I.R. 1992. The bush dog (*Speothos venaticus*) in Venezuela. **Mammalia**, 56 (1): 9–13.
2211. Streilein, K.E. 1982. Ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. I. Climate and faunal composition. **Carnegie Museum of Natural History** 51: 79–107.
2212. Strier, K.B.; Boubli, J.P.; Guimarães, V.O. & Mendes, S.L. 2002. The muriquis of the Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil: Updates. **Neotropical Primates**, 10: 115–119.
2213. Strier, K.B. & Fonseca, G.A.B. 1997. The endangered muriqui in Brazil's Atlantic Forest. **Primate Conservation**, 17: 131–137.
2214. Strier, K.B. & Ives, A.R. 2012. Unexpected Demography in the Recovery of an Endangered Primate Population. **PLoS ONE**, 7 (9): e44407.
2215. Strier, K.B.; Mendes, S.L. & Santos, R.R. 2001. Timing of births in sympatric brown howler monkeys (*Alouatta fusca clamitans*) and northern muriquis (*Brachyteles arachnoides hypoxanthus*). **American Journal of Primatology**, 55: 87–100.
2216. Strier, K.B. & Ziegler, T.E. 1997. Behavioral and endocrine characteristics of the reproductive cycle in wild muriqui monkeys, *Brachyteles arachnoides*. **American Journal of Primatology**, 42: 299–310.
2217. Strier, K.B. 1986. **The behavior and ecology of the woolly spider monkey, or muriqui (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806)**. Tese (Doutorado). University of Harvard, Cambridge.
2218. Strier, K.B. 1987. Ranging behavior of woolly spider monkeys. **International Journal of Primatology**, 8: 575–591.
2219. Strier, K.B. 2004. Patrilineal kinship and primate behaviour, p.177–199. *In*: Chapais, B. & Berman, C. (eds.). **Kinship and Behaviour in Primates**. Oxford Univ. Press.
2220. Strong, J.N.; Fragoso, J.M.V. & Oliveira, L.F.B. 2010. Padrões de uso e de escolha de caça pelos índios Macuxi em Roraima, p.631–644. *In*: Barbosa, R.I. & Melo, V.F. (eds.). **Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia**. Fundação Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia.
2221. Suarez, S.A. 2006. Diet and travel costs for spider monkeys in a nonseasonal, hyperdiverse environment. **International Journal of Primatology**, 27 (6): 411–436.
2222. Subirá, R.J. 1998. The status of the pied tamarin, *Saguinus bicolor*. **Neotropical Primates**, 6 (4): 128.
2223. Sunquist, M. & Sunquist, F. 2002. **Wild cats of the world**. University of Chicago Press. 416p.
2224. Sunquist, M.E. & Sunquist, F.C. 2009. Family Felidae (cats), p.54–186. *In*: Wilson, D.E. & Mittermeier, R.A. (eds.). **The Mammals of the World**. Lynx Editions
2225. Superina, M. & Aguiar, J.M. 2006. A reference list of common names for the Edentates. **Edentata**,



7: 33–44.

2226. Superina, M.; Miranda, F.R. & Abba, A.M. 2010. The 2009/2010 Anteater Red List Assessment. **Edentata**, 11 (2): 96–114.

2227. Superina, M.; Plese, T.; Moraes-Barros, M. & Abba, A.M. 2010. The 2010 Slot Red List Assessment. **Edentata**, 11 (2): 115–134.

2228. Switkes, G. & Sevá-Filho, A.O. 2005. Resumo executivo, p.13–26. In: Sevá-Filho, A.O. (ed.). **Tenotã Mõ. Alertas sobre as consequências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu**. International Rivers Network.

2229. Symington, M.M. 1988. Demography, ranging patterns, and activity budgets of black spider monkeys (*Ateles paniscus chamek*) in the Manu National Park, Peru. **American Journal of Primatology**, 15: 45–67.

2230. Szabó, M.P.J.; Castro, M.B.; Ramos, H.G.C.; Garcia, M.V.; Castagnolli, K.C.; Pinter, A.; Veronez, V.A.; Magalhães, G.M.; Duarte, J.M.B. & Labruna, M.B. 2007. Species diversity and seasonality of free living ticks (Acari: Ixodidae) in the natural *habitat* of the wild marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in Southeastern Brazil. **Veterinary Parasitology**, 143: 147–153.

2231. Szabó, M.P.J.; Labruna, M.B.; Pereira, M.C. & Duarte, J.M.B. 2003. Ticks (Acari: Ixodidae) on Wild Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) from southeast Brazil: infestations before and after *habitat* loss. **Journal of Medical Entomology**, 40 (3): 268–274.

2232. Szabó, M.P.J. & Labruna, M.B. 2010. Deer Ectoparasites, p.383–386. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.

2233. Tabacow, F.P.; Possamai, C.B.; Melo, F.R.; Mendes, S.L. & Strier, K.B. 2009. New sightings of northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) females in forest fragments surrounding the Estação Biológica de Caratinga – RPPN Feliciano Miguel Abdala, Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Primates**, 16: 67–69.

2234. Tabacow, F.P.; Santos, R.R. & Mendes, S.L. 2005. **Novas localidades de ocorrência de sagüi-da-serra (*Callithrix flaviceps*) em fragmentos florestais do estado de Minas Gerais - Brasil**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Porto Alegre, RS. Livro de Resumos.

2235. Tabañez, M.F.; Durigan, G.; Ferreira da Silva, C.A.; Rossi, M.; Silva, D.A.; Mattos, I.F.A.; Contieri, W.A.; Souza, M.G.; Lobo, M. & Brizzola, G. 2005. **Plano de manejo da Estação Ecológica dos Caetetus**. IF Série Registros. 104p.

2236. Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Grillo, A.S. & Santos, A.M.M. 2006. Fragmentação e perda de *habitat* na Mata Atlântica ao norte do Rio São Francisco, p.81–99. In: Siqueira Filho, J.A. & Leme, E.M. (eds.). **Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste: Biodiversidade, Conservação e suas Bromélias**. Andrea Jakobsson Estúdio.

2237. Tabarelli, M.; Melo, M.D.V.C. & Lira, O.C. 2006. Nordeste e Estados do Nordeste, menos Sergipe, p.149–164. In: Campanili, M. & Prochnow, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Rede de ONGs da Mata Atlântica (RMA), Brasília.

2238. Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. 2002. **Atlas da Biodiversidade de Pernambuco**. Editora Massangana e SECTMA.

2239. 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, G.Z. 2008. **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. Wildlife Conservation Society - Tapir Specialist Group - Wildlife Trust. New York. 181p.

2240. Taber, S. & Thomas, P.O. 1982. Calf development and mother-calf spatial relationships in southern right whales. **Animal Behaviour**, 30: 1072–1083.

2241. Taddei, V. A. & Uieda, W. 2001. Distribution and Morphometrics of *Natalus stramineus* from South America (Chiroptera, Natalidae). **Ilheringia**, 91: 123–132.

2242. Taddei, V. A.; Vizotto, L. D. & Sazima, I. 1983. Uma nova espécie de *Lonchophylla* do Brasil e chave para identificação das espécies do gênero (Chiroptera, Phyllostomidae). **Ciência e Cultura**, 35 (5): 625–629.

2243. Tagliaro, C.H.; Schneider, H.; Sampaio, I.; Schneider, M.P.C.; Vallinoto, M. & Stanhope, M. 2005. Molecular phylogeny of the genus *Saguinus* (Platyrrhini, Primates) based on the ND1 mitochondrial gene and implications for conservation. **Genetic and Molecular Biology**, 28 (1): 46–53.

2244. Tagliaro, C.H.; Schneider, M.P.C.; Schneider, H.; Sampaio, I.C. & Stanhope, M.J. 1997. Marmoset phylogenetics, conservation perspectives, and evolution of the mtDNA control region. **Molecular Biology and Evolution**, 14 (6): 674–684.

2245. Talamoni, S.A. & Assis, M.A.C. 2009. Feeding *habitat* of the Brazilian Tapir, *Tapirus terrestris* (Perissodactyla; Tapiridae) in vegetation transition zone in south-eastern Brazil. **Zoologia**, 26 (2): 251–254.

2246. Talebi, M.; Melo, F.R.; Dias, L.G.; Cunha, A.A.; Mendes, S.L.; Breves, P. & Jerusalinsky, L. 2011. Contextualização sobre *Brachyteles arachnoides* e *Brachyteles hypoxanthus*, p.1–61. In: Jerusalinsky, L.; Talebi, M. & Melo, F. (eds.). **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis**. ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

2247. Talebi, M. & Soares, P. 2005. Conservation research on the southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in São Paulo State, Brazil. **Neotropical Primates**, 13 (suppl.): 53–59.

2248. Talebi, M. 1994. **Conteúdo nutricional da dieta e comportamento alimentar de *Brachyteles arachnoides* no Parque Estadual de Carlos Botelho**. In: VII Congresso Brasileiro de Primatologia, Natal, RN. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.

2249. Talebi, M. 1996. Field study of muriquis in the Carlos Botelho State Park, Brazil. **Neotropical Primates**, 4 (2): 62–63.

2250. Talebi, M. 2002. Carlos Botelho State Park, São Paulo, commemorates 20 years of protecting muriquis, *Brachyteles arachnoides*. **Neotropical Primates**, 10 (3): 162–163.

2251. Talebi, M. 2005. **Factors affecting food choices and digestive efficiency of the critically endangered muriquis (*Brachyteles arachnoides* - Primates- E. Geoffroy, 1806) of Brazilian Atlantic Forest**. Tese (Doutorado em Biologia Comportamental e Conservação das Espécies). University of Cambridge, UK. 249p.

2252. Talebi, M. 2008. *Brachyteles arachnoides* Geoffroyi, 1806, p.730–732. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.

2253. Talebi, M. 2013. *Brachyteles arachnoides*, p.951. In: Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B. & Wilson, D.E. (eds.). **Handbook of the Mammals of the World**. Lynx Edicions.

2254. Talebi, M.G.; Beltrão-Mendes, R. & Lee, P.C. 2009. Intra-community coalitionary lethal attack of na adult male southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*). **American Journal of Primatology**, 71



(10): 860–867.

2255. Talebi, M.G. & Lee, P.C. 2010. Activity Patterns of Southern Muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in the last continuous remnant of Brazilian Atlantic Forest. **International Journal of Primatology**, 31: 571–583.

2256. Tardif, S.D.; Araújo, A.; Arruda, M.F.; French, J.A.; Sousa, M.B.C. & Yamamoto, M.E. 2008. Reproduction and aging in marmosets and tamarins, p.29–48. *In*: Atsalis, S.; Margulis, S.W. & Hof, P.R. (eds.). **Interdisciplinary Topics in Gerontology**. Karger.

2257. Tardif, S.D.; Smucny, D.A.; Abbott, D.H.; Mansfield, K.; Schultz-Darken, N. & Yamamoto, M.E. 2003. Reproduction in captive common marmosets (*Callithrix jacchus*). **Comparative Medicine**, 53 (4): 364–368.

2258. Tardio, B.M.S. 2008. **Diversidade e efeito da estrutura da floresta na composição e ocorrência de mamíferos terrestres no Parque Nacional de Anavilhanas**. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica). Universidade Federal do Amazonas.

2259. Tarifa, T. & Aguirre, L.F. 2009. Mamíferos, p.419–572. *In*: **Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia**. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz.

2260. Tate, G.H. 1931. Random observations on habits of South American mammals. **Journal of Mammalogy**, 12: 248–256.

2261. Tavares, W.C.; Pessôa, L.M. & Gonçalves, P.R. 2011. New species of *Cerradomys* from coastal sandy plains of southeastern Brazil (Cricetidae: Sigmodontinae). **Journal of Mammalogy**, 92 (3): 645–658.

2262. Tavares, W.C. & Pessôa, L.M. 2010. Variação morfológica em populações *Trinomys* Thomas, 1921 (Echimyidae, Rodentia) de restingas e matas de baixadas no estado do Rio de Janeiro, p.127–154. *In*: Siciliano, S.; Pessôa, L.M. & Tavares, W.C. (eds.). **Mamíferos de restingas e manguezais do Brasil**. Sociedade Brasileira de Mastozoologia.

2263. Taylor, B.L.; Baird, R.; Barlow, J.; Dawson, S.M.; Ford, J.; Mead, J.G.; Notarbartolo Di Sciara, G.; Wade, P. & Pitman, R.L. 2008. *Physeter macrocephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41755A10554884. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41755A10554884.en>. (Acesso em 2010).

2264. Taylor, B.L.; Chivers, S.J.; Larese, J. & Perrin, W.F. 2007. **Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of Cetaceans**. Southwest Fisheries Science Center. 24p.

2265. Teixeira, D.M.; Porto, M.; Lourine, M.L. & Person, V.G. 1995. **Animais Vertebrados Ameaçados de Extinção Presentes na Estação Veracruz**. Veracruz Florestal. 52p.

2266. Tejedor, A.; Tavares, V.C. & Silva-Taboada, G. 2005. A revision of extant Greater Antillean bats of the genus *Natalus* (Chiroptera: Natalidae). **American Museum Novitates**, 3493: 1–22.

2267. Tejedor, A. 2006. The type locality of *Natalus stramineus* (Chiroptera: Natalidae): implications for the taxonomy and biogeography of the genus *Natalus*. **Acta Chiropterologica**, 8 (2): 361–380.

2268. Terborgh, J. & Janson, C.H. 1988. The socioecology of primate groups. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17: 111–135.

2269. Terborgh, J. & Wilson, A.C. 1983. **Ecología y comportamiento de *Saguinus* en el Parque Nacional de Manu, Perú**. *In*: Simposio de Primatología e IX Congreso Latinoamericano de Zoología.

2270. Terborgh, J. 1983. **Five new world primates: A study in comparative ecology**. Princeton University Press. 260p.



2271. Terborgh, J. 1988. The big things that run the world—a sequel to E. O. Wilson. **Conservation Biology**, 2: 402–403.
2272. Thomas, P.O.; Reeves, R.R. & Brownell Jr., R.L. 2015. Status of the world's baleen whales. **Marine Mammal Science**, 32 (2): 682–734.
2273. Thomas, P.O. & Taber, S. 1984. Mother-infant interaction and behavioral development in southern right whales, *Eubalaena australis*. **Behavior**, 88: 42–60.
2274. Thomas, P.O. 1986. Methodology for behavioral studies of cetaceans: right whale mother-infant behavior. **Reports of the International Whaling Commission**, 8: 113–119.
2275. Thomas, P.O. 1988. Kelp gulls, *Larus dominicanus*, are parasites on flesh of the right whale, *Eubalaena australis*. **Ethology**, 79: 89–103.
2276. Tiemann, J.C.H.; Souza, S.L.P.; Rodrigues, A.A.R; Duarte, J.M.B. & Gennari, S.M. 2005. Environmental effect on the occurrence of anti-*Neospora caninum* antibodies in pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). **Veterinary Parasitology**, 134: 73–76.
2277. Tiepolo, L. M. 2007. **Roedores Sigmodontinae do Planalto Meridional Brasileiro: composição taxonômica, distribuição e relações fitogeográficas**. Tese (Doutorado em Zoologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 254p.
2278. Tiepolo, L.M.; Fernández, F.A.S. & Tomas, W.M. 2004. A conservação do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS). **Natureza e Conservação**, 2 (1): 56–66.
2279. Tiepolo, L.M.; Tomas, W.M. & Lima-Borges, P.A. 2010. Levantamento populacional do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno: implicações para a conservação. **Iheringia Zoologia**, 100 (2): 111–115.
2280. Tiepolo, L.M. & Tomas, W.M. 2009. Plano de Conservação para o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), p.176–201. In: Paraná, Instituto Ambiental. **Planos de Conservação para Espécies de Mamíferos Ameaçadas**. IAP, Instituto Ambiental do Paraná.
2281. Timm, R.M.; Albuja, L. & Clauson, B.L. 1986. Ecology, distribution, harvest and conservation of the Amazonian manatee *Trichechus inunguis* in Ecuador. **Biotropica**, 18 (2): 150–156.
2282. Tirira, D. 2007. **Guía de Campo de los Mamíferos del Ecuador. Ediciones Murciélagos Blanco**. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 6. 576p.
2283. Tófoli, C.F.; Rohe, F. & Setz, E.Z.F. 2009. Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) food habits in a mosaic of Atlantic Rainforest and eucalypt plantations of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 69: 871–877.
2284. Tófoli, C.F. 2006. **Frugivoria e dispersão de sementes por *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, São Paulo**. Dissertação 9Mestrado). Universidade de São Paulo. 89p.
2285. Tokuda, M.; Boubli, J.P.; Mourthé, I.; Izar, P.; Possamai, C.B. & Strier, K.B. 2014. Males follow females during fissioning of a group of northern muriquis. **American Journal of Primatology**, 76 (6): 529–538.
2286. Toledo, G.A.C. & Langguth, A. 2009. Data on biology and exploitation of West Atlantic sperm whales, *Physeter macrocephalus* (Cetacea: Physeteridae) off the coast of Paraíba, Brazil. **Zoologia**, 26: 663–673.



2287. Tomas, W.; Borges, P.A.L.; Rocha, H.J.F.; Sá Filho, R. & Kutchenski Junior, F. Udry, T.V. 2000. **Potencial dos Rios Aquidauana e Miranda, no Pantanal de Mato Grosso do Sul, para a conservação da ariranha (*Pteronura brasiliensis*)**. In: III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: Os Desafios do Novo Milênio. Corumbá. MS.
2288. Tomas, W.M.; Beccaceci, M.D. & Pinder, L. 1997. Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*), p.24–40. In: Duarte, J.M.B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotoceros* e *Mazama***. FUNEP.
2289. Tomas, W.M.; Lima-Borges, P.A. & Tiepolo, L.M. 2002. **Estimativa do tamanho da maior população remanescente de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na bacia do rio Paraná no Brasil**. In: XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. Sociedade Brasileira de Zoologia.
2290. Tomas, W.M. & Salis, S.M. 2000. Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) on the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 35: 165–172.
2291. Tomas, W.M. & Tiepolo, L.M. 2008. **Using aerial survey to estimate the abundance of marsh deer *Blastocerus dichotomus* and active nests of manguari stork (*Ciconia manguari*) in the Guaporé floodplain, Brazil**. In: 8th International Wetlands Conference.
2292. Tomas, W.M. 1986. **Observações preliminares sobre a biologia do cervo-do-pantanal, *Blastocerus dichotomus* Illiger, 1811 (Mammalia, Cervidae) no pantanal de Poconé, MT**. Monografia. Universidade Federal de Mato Grosso. 55p.
2293. Tomas, W.M. 1992. **Comportamento do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*)**. In: X Congresso de Etologia. Sociedade Brasileira de Etologia.
2294. Tormosov, D.D.; Mikhaliyev, Y.A.; Best, P.B.; Zemsky, V.A.; Sekiguchi, K. & Brownell Jr., R.L. 1998. Soviet catches of southern right whales *Eubalaena australis*, 1951–1971: biological data and conservation implications. **Biological Conservation**, 86: 185–197.
2295. Torres de Assumpção, C. 1983. **An ecological study of the primates of southeastern Brazil, with a reappraisal of *Cebus apella* races**. Tese (Doutorado em Zoologia). University of Edinburgh. 337p.
2296. Torres de Assumpção, C. 1986. Resultados preliminares de reavaliação das raças do macaco-prego *Cebus apella* (Primates: Cebidae), p.369. In: de Mello, M.T. (ed.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2297. Torres de Assumpção, C. 1988. Resultados preliminares da reavaliação das raças de macaco-prego *Cebus apella* (Primates, Cebidae). **Revista Nordestina de Zoologia**, 6 (1): 15–28.
2298. Torres, J.P.M.; Lailson-Brito, J.; Saldanha, G.C.; Dorneles, P.; Silva, C.E.A.E.; Malm, O.; Guimaraes, J.R.D.; Azeredo, A.; Bastos, W.; Da Silva, V.M.F.; Martin, A.R.; Claudio, L. & Markowitz, S. 2009. Persistent Toxic substances in the Brazilian Amazon: Contamination of Man and Environment. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 1–5.
2299. Torres-Florez, J.P.; Olson, P.A.; Bedrinana-Romano, L.; Rosenbaum, H.C.; Ruiz, X.; LeDuc, R. & Hucke-Gaete, R. 2015. First documented migratory destination for eastern Pacific blue whales. **Marine Mammal Science**, 31 (4): 1580–1586.
2300. Tortato, F.R. & Althoff, S.L. 2011. Mammalia, Myrmecophagidae, *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758) and Cervidae, *Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus, 1758): Contribution to the knowledge of the historical distribution in Santa Catarina, southern Brazil. **Check List**, 7 (2): 146–148.
2301. Tortato, M.A.; Piacentini, V.Q. & Tortato, F.R. 2004. **Levantamento preliminar de mamíferos de médio e grande porte numa área de Floresta de Faxinal no Alto Vale do Itajaí**. In: XXV Congresso Brasileiro de Zoologia. Resumos.



2302. Tortato, M.A. 2009. **Disponibilidade e uso de presas na dieta do gato-do-mato-pequeno, *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) em área de restinga no sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná.
2303. Tosi, C.; Magalhães, F. & Garri, R. 2007. Can the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) be classified as vulnerable species in Maranhão coast, northeastern Brazil? **Cetacean Society International, Whales Alive**, 16 (2): 1–3.
2304. Tosi, C.H.; Garri, R.G. & Magalhães, F.A. 2006. **Encalhes de cachalote (*Physeter macrocephalus*) (Linnaeus, 1758) no Estado do Maranhão-Brasil.** In: Reunión Internacional Sobre el Estudio de los Mamíferos Acuáticos Somemma-Solamac, Áreas Naturales Protegidas: Una Estrategia de Conservación. SOMEMMA-SOLAMAC. Mérida, Yucatán, México.
2305. Townsend, C.H. 1935. The distribution of certain whales as shown by logbook records of American whaleships. **Zoologica**, 19 (1): 1–18.
2306. Trajano, E. & Gnaspini-Netto, P. 1990. Composição da fauna cavernícola brasileira, com uma análise preliminar da distribuição dos taxons. **Revista Brasileira de Zoologia**, 7 (3): 383–407.
2307. Travassos, L. 2008. **Efeitos de caça sobre populações de aves e mamíferos na Reserva Biológica do Tinguá, Rio de Janeiro, Brasil.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 92p.
2308. Traylor-Holzer, K.; Leus, K.; Ballou, J.D. & Raboy, B. 2006. Modelling Report, In: Holst, B.; Medici, E.P.; Marino-Filho, O.J.; Kleiman, D.; Leus, K.; Pissinatti, A.; Vivekananda, G.; Ballou, J.D.; Traylor-Holzer, K.; Raboy, B.; Passos, F.; Vleeschouwer, K. & Montenegro, M.M. (eds.). **Third Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment (PHVA)**. Apple Valley: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
2309. Trevelin, L.C.; Port-Carvalho, M.; Silveira, M. & Morell, E. 2007. Abundance, *habitat* use and diet of *Callicebus nigrifrons* Spix (Primates, Pitheciidae) in Cantareira State Park, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24 (4): 1071–1077.
2310. Tribe, C. 2015. Genus *Rhipidomys* Tschudi, 1845, In: Patton, J.L.; Pardiñas, U.F.J. & D’Elia, G. (eds.). **Mammals of South America**. Chicago University Press.
2311. Tribe, C.J. 2005. A new species of *Rhipidomys* (Rodentia, Muroidea) from North-Eastern Brazil. **Arquivos do Museu Nacional**, 63 (1): 136–146.
2312. Trigo, T.C.; Freitas, T.R.O.; Kunzler, G.; Cardoso, L.; Silva, J.C.R.; Johnson, W.E.; O’Brien, S.J.; Bonatto, S.L. & Eizirik, E. 2008. Inter-species hybridization among Neotropical cats of the genus *Leopardus*, and evidence for an introgressive hybrid zone between *L. geoffroyi* and *L. tigrinus* in southern Brazil. **Molecular Ecology**, 17: 4317–4333.
2313. Trigo, T.C.; Schneider, A.; Oliveira, T.G.; Lehugeur, L.M.; Silveira, L.; Freitas, T.R.O. & Eizirik, E. 2013. Molecular Data Reveal Complex Hybridization and a Cryptic Species of Neotropical Wild Cat. **Current Biology**, 23 (24): 2528–2533.
2314. Trigo, T.C.; Tirelli, F.P.; Machado, L.F.; Peters, F.B.; Indrusiak, C.B.; Mazim, F.D.; Sana, D.; Eizirik, E. & Freitas, T.R.O. 2013. Geographic distribution and food habits of *Leopardus tigrinus* and *L. geoffroyi* (Carnivora, Felidae) at their geographic contact zone in southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 48 (1): 56–67.
2315. Trolle, M.; Bissaro, M.C. & Prado, H.M. 2007. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, 16: 1205–1211.
2316. Trolle, M. & Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. **Mammalia**, 69 (3-4): 405–412.



2317. Trolle, M.; Noss, A.J.; Lima, E.S. & Dalponte, J.C. 2007. Camera trap studies of maned wolf density in the Cerrado and Pantanal of Brazil. **Biodiversity Conservation**, 16: 1197–1204.
2318. Trolle, M.A.; Noss, A.; Cordeiro, J.L.P. & Oliveira, L.F.B. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. **Biotropica**, 40 (2): 211–217.
2319. Trovati, R.G.; Campos, C.B. & Brito, B.A. 2008. Nota sobre convergência e divergência alimentar de canídeos e felídeos (Mammalia: Carnivora) simpátricos no Cerrado brasileiro. **Neotropical Biology and Conservation**, 3 (2): 95–100.
2320. Trovati, R.G. 2004. **Monitoramento radiotelemétrico de pequenos e médios carnívoros na área de influência da UHE Luiz Eduardo Magalhães/Lajeado - TO**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 72p.
2321. Di Tullio, J.C.; Flores, P.A.C.; Ferreira, E.; Genovês, R.; Prado, J.H.; Mattos, P.H. & Secchi, E.R. 2010. **Distribuição e abundância relativa de cetáceos na Plataforma Externa e Talude Continental do Sul e Sudeste do Brasil**. In: IV Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO. Resumo expandido 960, CD-ROM.
2322. Tumeleiro, L.K.; Koenemann, J.; Ávila, M.C.N.; Pandolfo, F.R. & Oliveira, E.V. 2006. Notas sobre mamíferos da região de Uruguaiana: estudo de indivíduos atropelados com informação sobre a dieta e conservação. **Biodiversidade Pampeana**, 4: 38–41.
2323. Uhart, M.M.; Mangini, P.R.; Galvez, C.E.S.; Corti, P.; Milano, F.A.; Jorge, M.C.; Girio, R.J.S.; Mathias, L.A.; Schettino, A.M.; Catena, M.C.; Terragno, R. & Aprile, G. 2010. Bacterial Diseases, p.342–362. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.
2324. Uieda, W.; Sazima, I. & Storti-Filho, A. 1980. Aspectos da Biologia do Morcego *Furipterus horrens* (Mammalia, Chiroptera, Furipteridae). **Revista Brasileira de Biologia**, 40 (1): 59–66.
2325. UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 1999. **The Southeast Atlantic Forest Reserves**. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. <http://whc.unesco.org/en/news/165>. (Acesso em 2012).
2326. Valença-Montenegro, M.M.; Silva, T.C.F.; Lucas, J.L.B.; Wagner, P.G.C.; Ferreira, J.G.; Ferreira, D.R.A.; Jerusalinsky, L.; Martins, A.B.; Senna, M.B. & Laroque, P.O. 2009. **Análise Morfométrica das Espécies Ameaçadas de Macacos-prego (*Cebus Erxleben, 1777*) do Nordeste brasileiro**. In: XIII Congresso Brasileiro de Primatologia, Blumenau, SC. Livro de Resumos. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2327. Valença-Montenegro, M.M. 2011. **Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba**. Tese (Doutorado em Ecologia). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz.” 131p.
2328. Valenzuela, L.O.; Sironi, M.; Rowntree, V.J. & Seger, J. 2009. Isotopic and genetic evidence for culturally inherited site fidelity to feeding grounds in southern right whales (*Eubalaena australis*). **Molecular Ecology**, 18 (5): 782–791.
2329. Valladares-Padua, C.B.; Ballou, J.D.; Saddy Martins, C. & Cullen Jr., L. 2002. Metapopulation management for the conservation of black lion tamarins, p.301–314. In: Kleiman, D.G. & Rylands, A. (eds.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press.
2330. Valladares-Padua, C.B. & Cullen Jr., L. 1994. Distribution, abundance and minimum viable metapopulation of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **The Dodo: journal of the Jersey Wildlife Preservation Trust**, 30: 80–88.



2331. Valladares-Padua, C.B. & Martins, C.S. 1996. Proposal for Conservation and Metapopulation Management of the Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas)**.
2332. Valladares-Padua, C.B. & Martins, C.S. 2008. *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823), p.907. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2333. Valladares-Padua, C.B.; Padua, S. & Martins, C.S. 2001. Restabelecendo os micos-leões-pretos, *Leontopithecus chrysopygus*, p.328. In: Primack, R.B. & Rodrigues, E. (eds.). **Biologia da Conservação**. E.Rodrigues.
2334. Valladares-Padua, C.B.; Pádua, S.M. & Cullen Jr., L. 2000. The conservation biology of the black-lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*: first ten year's report. **Neotropical Primates**, 2 (36): 39.
2335. Valladares-Padua, C.B.; Pádua, S.M. & Cullen Jr., L. 2002. Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives. **Environmental Science and Policy**, 5: 69–78.
2336. Valladares-Padua, C.B.; Prado, F. & Maia, R.G. 2000. **Survey of new populations of black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*) in São Paulo and Paraná states**. Relatório não publicado. Margot Marsh Biodiversity Foundation & IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas).
2337. Valladares-Padua, C.B.; Weffort, D.D. & Cullen Jr., L. 2000. **Corredor Morro do Diabo (SP) – Ilha Grande (PR) proposta de conservação de uma ecorregião para a Mata Atlântica do interior e varjões do rio Paraná**. In: II Congresso Brasileiro de unidades de conservação. Resumos.
2338. Valladares-Padua, C.B. 1993. **The Ecology, Behavior and Conservation of the Black Lion Tamarin**. University of Florida.
2339. Valladares-Padua, C.B. 1997. Habitat analysis for the metapopulation conservation of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823)., p.13–26. In: Sousa, M.B.C. & Menezes, A.A. (eds.). **A Primatologia no Brasil**. Sociedade Brasileira de Primatologia.
2340. Vallinoto, M.; Araripe, J.; Rego, P.S.; Tagliaro, C.H.; Sampaio, I. & Schneider, H. 2006. Tocantins river as an effective barrier to gene flow in *Saguinus niger* populations. **Genetics and Molecular Biology**, 29 (2): 215–219.
2341. Vallinoto, M.; Sena, L.; Sampaio, I.; Schneider, H. & Schneider, P. 2000. Mitochondrial DNA-like sequence in the nuclear genome of *Saguinus* (Callitrichinae, Primates): transfer estimation. **Genetics and Molecular Biology**, 73 (5): 35–42.
2342. Valsecchi, J. & Amaral, P.V. 2009. Perfil de caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas - Brasil. **UAKARI**, 5 (2): 33–48.
2343. Vargas, C.E.R. 2007. **Relatório Técnico do Workshop “Ações de pesquisa e conservação com relação ao estudo de ariranhas *Pteronura brasiliensis* no Brasil.”** Manaus, AM. 37p.
2344. Vasconcelos, C.M.N.; Subirá, R.J. & Kluczkowski Jr, A. 2005. **Projeto piloto de reintegração de grupos de sauím de coleira, *Saguinus bicolor*, ao habitat natural em Manaus, Brasil**. In: XI Congresso Brasileiro de Primatologia, Porto Alegre, RS. Livro de Resumos.
2345. Vaughan, C. 1983. Coyote range expansion in Costa Rica and Panama. **Brenesia**, 21 27–32.
2346. Vaz, S.M. 1998. Sobre a ocorrência do muriqui, *Brachyteles arachnoides*, em Mambucaba, Rio de Janeiro, Brasil. **Neotropical Primates**, 6 (2): 49–50.



2347. Vaz, S.M. 2002. Sobre a ocorrência de *Callistomys pictus* (Pictet) (Rodentia, Echimyidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 19 (3): 631–635.
2348. Vaz, S.M. 2003. Lista de localidades de captura de Xenartros sob ameaça de extinção no Brasil. **Edentata**, 5: 4–5.
2349. Vaz, S.M. 2005. Mamíferos colecionados pelo serviço de estudos e pesquisas sobre a febre amarela nos municípios de Ilhéus e Buerarema, estado da Bahia, Brasil. **Arquivos Museu Nacional do Rio de Janeiro**, 63: 21–28.
2350. Vaz, S.M.A. 2003. Localidade Tipo da Preguiça-de-Coleira, *Bradypus torquatus* Illiger, 1811 (Xenarthra, Bradypodidae). **Edentata**, 6: 1–4.
2351. Veiga, L.M.; Chaves, J.R.L.; Lima, E.M.; Lima, M.G.M.; Lustosa, G.S.; Miranda, C.L.; Ravetta, A.L.; Santos, R.R. & Silva, S.S.B. 2008. **Levantamento e monitoramento de mamíferos de médio e grande porte com uso de armadilhas fotográficas e censo na Flona Tapirapé-Aquiri, Pará**. Relatório Técnico não publicado.
2352. Veiga, L.M.; Ferrari, S.F.; Kierulff, M.C.M.; Oliveira, M.M. & Mendes, S.L. 2008. *Callicebus personatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3555A9940882. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3555A9940882.en>. (Acesso em 2012).
2353. Veiga, L.M. & Ferrari, S.F. 2006. Predation by arthropods by southern bearded sakis (*Chiropotes satanas*) in eastern Brazilian Amazonia. **American Journal of Primatology**, 68 (2): 209–215.
2354. Veiga, L.M.; Kierulff, M.C.M. & Oliveira, M.M. 2008. *Alouatta belzebul*. IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2011).
2355. Veiga, L.M.; Pinto, L.P. & Ferrari, S.F. 2006. Fission-fusion sociality in bearded sakis (*Chiropotes albinasus* e *Chiropotes satanas*) in Brazilian Amazonia. **International Journal of Primatology**, 27 (1): 224.
2356. Veiga, L.M.; Printes, R.C.; Ferrari, S.F.; Kierulff, M.C.M.; Oliveira, M.M. & Mendes, S.L. 2008. *Callicebus melanochir*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39930A10292634. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39930A10292634.en>. (Acesso em 2012).
2357. Veiga, L.M.; Printes, R.C.; Rylands, A.B.; Kierulff, C.M.; de Oliveira, M.M. & Mendes, S.L. 2008. *Callicebus barbarabrownae*. IUCN Red List of Threatened Species, Version 2011.2. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2012).
2358. Veiga, L.M.; Silva Jr., J.S.; Ferrari, S.F. & Rylands, A.B. 2008. *Chiropotes satanas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T39956A10297662. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T39956A10297662.en>. (Acesso em 2012).
2359. Veiga, L.M.; Silva Jr., J.S.; Ferrari, S.F. & Rylands, A.B. 2008. *Chiropotes utahickae*. IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T43892A10830166. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T43892A10830166.en>. (Acesso em 2012).
2360. Veiga, L.M.; Silva Jr., J.S. & Lopes, M.A. 2008. *Chiropotes satanas* Hoffmannsegg, 1807, p.776–778. In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas.
2361. Veiga, L.M.; Sousa, M.C.; Jerusalinsky, L.; Ferrari, S.F.; Oliveira, M.M.; Santos, S.S.D.; Valente, M.C.M. & Printes, R.C. 2008. *Callicebus coimbrai*. IUCN Red List of Threatened Species, Version 2011.2. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2015).
2362. Veiga, L.M. 2004. **Pitheciines at the behaviour-conservation interface: Using behavioural knowledge in the conservation of southern bearded saki (*Chiropotes satanas*)**. In: Anais do XXII



Encontro anual de Etologia.

2363. Veiga, L.M. 2006. **Ecologia e comportamento do cuxiú-preto (*Chiropotes satanas*) na paisagem fragmentada da Amazônia oriental**. Tese (Doutorado em Psicologia). Universidade Federal do Pará. 207p.
2364. Ventura, K.; Iack-Ximenes, G.E.; Pardini, R.; Souza, M.A.N.; Yonenaga-Yassuda, Y. & Silva, J.J. 2008. Karyotypic analyses and morphological comments on the endemic and endangered Brazilian painted tree rat *Callistomys pictus* (Rodentia, Echimyidae). **Genet. Mol. Biol.** 31 (3): 697–703.
2365. Veracini, C. 2000. Preliminary data on the ecology of *Saguinus niger* at Ferreira Penna scientific station, Caxiuana, Para, Brazil. **Neotropical Primates**, 8 (3): 108–113.
2366. Veracini, C. 2002. Ecologia alimentar e o uso dos *habitat* de *Saguinus midas niger*, p.719–734. In: Lisboa, P.L. (ed.). **Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica**. Museu Paraense Emílio Goeldi.
2367. Vêras, E. 2011. **Estrutura populacional e história filogeográfica da toninha (*Pontoporia blainvillei*)**. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
2368. Verdade, L.M. & Campos, C.B. 2004. How much is a puma worth? Economic compensation as an alternative for the conflict between wildlife conservation and livestock production in Brazil. **Biota Neotropica**, 4 (3): 1–4.
2369. Vergara, M. & Stephano, A. 2010. **Resultado Preliminar do Estudo Populacional de *Panthera onca* (Felidae, Carnivora) na Esec de Maracá-Jipiôca**. In: Congresso Internacional da Biodiversidade do Escudo Guianês, 2. Macapá, AP.
2370. Vergara-Parente, J.E.; Parente, C.L.; Marmontel, M.; Silva, J.C.R. & Sá, F.B. 2010. Growth curve of free-ranging *Trichechus inunguis*. **Biota Neotropica**, 10 (3): 89–92.
2371. Vergara-Parente, J.E.; Sidrim, J.J.C.; Teixeira, M.F.S.; Marcondes, M.C.C. & Rocha, F.G. 2003. Salmonellosis in an Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) calf: a fatal case. **Aquatic Mammals**, 29 (1): 131–136.
2372. Verheyden, C. 1993. Kelp Gulls exploit food provided by active right whales. **Colonial Waterbirds**, 16 (1): 88–91.
2373. Vianna, J.A.; Bonde, R.K.; Caballero, S.; Giraldo, J.P.; Lima, R.P.; Clark, A.; Marmontel, M.; Morales-Vela, B.; Souza, M.J.D.; Parr, L.; Rodriguez-Lopez, M.A.; Mignucci-Giannoni, A.A.; Powell, J.A. & Santos, F.R. 2006. Phylogeography, phylogeny and hybridization in trichechid sirenians: implications for manatee conservation. **Molecular Ecology**, 15: 433–447.
2374. Viau, P. 2003. **Estudo da função ovariana em fêmeas de onça-pintada mantidas em cativeiro por meio da extração e quantificação de hormônios esteróides fecais**. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária). Universidade de São Paulo. 98p.
2375. Vicentim, M.M.P.; Summa, J.L.; Fries, B.G.; Summa, M.E.L.; Vasconcellos, M.K. & Geraldi, V.C. 2011. **Sensibilização de comunidades para a conservação do bugio *Alouatta clamitans* – Primates Atelidae**. In: Encontro Nacional de Educação para Conservação e Sustentabilidade. Livro de Resumos.
2376. Vidal, M.D. & Cintra, R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* - primates: Callitrichinae) in Central Amazonia. **Acta Amazonica**, 36 (2): 237–248.
2377. Vidal, M.D. 2003. **Influência de componentes da estrutura da floresta no uso do habitat, tamanho de grupos e densidade do Sauim-de-Coleira (*Saguinus bicolor* Callitrichidae) em floresta de terra firme na Amazônia Central**. Dissertação (Mestrado). INPA/UFAM.



2378. Vidal, O; Barlow, Jay; Hurtado, Luis A; Torre, Jorge; Cendón, Patricia & Ojeda, Zully. 1997. Distribution and abundance of the Amazon river dolphin (*Inia geoffrensis*) and the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*). **Marine Mammal Science**, 13 (July): 427–445.
2379. Vidolin, G.P.; Biondi, D. & Wandembruck, A. 2009. Seletividade de *habitat* pela anta (*Tapirus terrestris*) e pelo queixada (*Tayassu pecari*) na Floresta com Araucária. **Scientia Forestalis**, 37 (84): 447–458.
2380. Vidolin, G.P. & Braga, F.G. 2004. Ocorrência e uso da área por carnívoros silvestres no Parque Estadual do Cerrado, Jaguariaíva, Paraná. **Cadernos da Biodiversidade**, 4 (2): 29–36.
2381. Vieira, C.C. 1955. Lista Remissiva dos mamíferos do Brasil. **Arquivos de Zoologia**, 8: 458–464.
2382. Vieira, C.C. 1944. Os símios do Estado de São Paulo. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, 4: 1–31.
2383. Vieira, C.C. 1957. Sobre mamíferos do Estado do Maranhão. **Zoologia**, 13: 125–132.
2384. Vieira, E.; Astua de Moraes, D. & Brito, D. 2008. *Thylamys velutinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T40520A10327781. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2012).
2385. Vieira, E. & Christoff, A. 2008. *Wilfredomys oenax*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T23077A9415540. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T23077A9415540.en>.
2386. Vieira, E. & Monteiro Filho, E. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 19: 501–507.
2387. Vieira, E.M. & Palma, A.R.T. 1996. Natural history of *Thylamys velutinus* (Marsupialia, Didelphidae) in central Brazil. **Mammalia**, 60: 481–484.
2388. Vieira, E.M. 1996. Highway mortality of mammals in central Brazil. **Ciência e Cultura**, 48: 270–272.
2389. Vieira, E.M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology**, 249 (1): 75–81.
2390. Vieira, J.O. 2013. **Diferenças alimentares em populações de boto-cinza *Sotalia guianensis* (van Benédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) nas costas norte e nordeste brasileira**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Pará.
2391. Vieira, L.A. & Mendes, S.L. 2005. Presence of the muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in a rural property in the vicinity of the Augusto Ruschi Biological Reserve, Santa Teresa, Espírito Santo. **Neotropical Primates**, 13 (Suppl.) 37–39.
2392. Vieira, T.B.C. 2006. **Ecologia alimentar de um grupo de macacos-pregos-amarelos (*Cebus apella cay*, Illiger, 1815, Primates, Cebidae) em um fragmento de floresta de galeria, em Terenos, Mato Grosso do Sul**. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas e da Saúde). Universidade Federal da Grande Dourados.
2393. Vieira, T.M. 2005. **Aspectos da ecologia do cuxiú de Uta Hick, *Chiropotes utahickae* (Hershkovitz, 1985), com ênfase na exploração alimentar de espécies arbóreas da ilha de Germoplasma, Tucuruí-PA**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará. 122p.
- 2393a. Vié, J.C.; Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. 2009. Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species.
2394. Vighi, M.; Borrell, A.; Crespo, E.A.; Oliveira, L.R.; Simões-Lopes, P.C.; Flores, P.A.C.; García,



- N.A. & Aguilar, A. 2014. Stable isotopes indicate population structuring in the southwest Atlantic population of right whales (*Eubalaena australis*). **PLOS ONE**, 9 (3): e90489.
2395. Víkingsson, G.A. 1998. Feeding of fin whales (*Balaenoptera physalus*) off Iceland – diurnal and seasonal variation and possible rates. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science**, 22: 77–89.
2396. Vilela, R.V.; Machado, T.; Ventura, K.; Silva, M.J.J. & Yonenaga-Yassuda, Y. 2009. The taxonomic status of the endangered thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Olfers, 1818), based on molecular and karyologic data. **BioMed Central Evolutionary Biology**, 9: 29–46.
2397. Vilinec, K.; Lambery, J.E.M. & David, J. 2006. Primate and dung beetle communities in secondary growth rain forests: implications for conservation of seed dispersal systems. **International Journal of Primatology**, 27 (3): 855–879.
2398. Vivekananda, G. 1994. The Superagüi National Park, problems concerning the protection of the black-faced lion tamarin, *Leontopithecus caissara*. **Neotropical Primates**, 2 (suppl.) 56–57.
2399. De Vivo, M.; Carmignotto, A.P.; Gregorin, R.; Hingst-Zaher, E.; Jack-Ximenes, G.E.; Miretzki, M.; Percequillo, A.R.; Rollo Jr., M.M.; Rossi, R.V. & Taddei, V.A. 2011. **Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica**. <http://www.redalyc.org/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=199120113007>. (Acesso em 2011).
2400. De Vivo, M. & Gomes, N.F. 1989. First Record of *Caluromysiops irrupta* Sanborn, 1951 (Didelphidae) from Brasil. **Mammalia**, 53: 310–311.
2401. De Vivo, M. 1985. On some monkeys from Rondônia, Brazil (Primates: Callitrichidae, Cebidae). **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, 36: 103.
2402. De Vivo, M. 1991. **Taxonomia de *Callithrix Erxleben, 1777* (Callitrichidae, Primates)**. Fundação Biodiversitas. 105p.
2403. De Vleeschouwer, K.; Heistermann, M.; Van Elsacker, L. & Verheyen, R.F. 2000. Signaling of reproductive status in captive female golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*). **International Journal of Primatology**, 21: 445–465.
2404. De Vleeschouwer, K.; Oliveira, L.; Raboy, B. & Ragunathan, N. 2011. Golden-Headed Lion Tamarin Research in the 21ST Century: Recent Advances and Potential Areas of Future Research. **Neotropical Primates**, 18 (2): 72–76.
2405. De Vleeschouwer, K.; Santos, J.S.; Leus, K. & Van Elsacker, L. 2004. A sighting of Muriquis (*Brachyteles*) in Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. **Neotropical Primates**, 12 (2): 96–97.
2406. Vogliotti, A. & Duarte, J. M. B. 2009. Discovery of the first wild population of the small red brocket deer *Mazama bororo* (Artiodactyla-Cervidae). **Mastozoología Neotropical**, 16: 499–503.
2407. Vogliotti, A. & Duarte, J. M. B. 2010. Small Red Brocket Deer - *Mazama bororo*, p.218–227. In: Duarte, J.M.B. & Gonzalez, S. (eds.). **Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer**. Funep/IUCN.
2408. Vogliotti, A. 2003. **História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla; Cervidae) através da etnozootologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade de São Paulo: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz.” 99p.
2409. Voss, R.S. & Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. **Bulletin American Museum of Natural History**, 230: 1–115.
2410. Voss, W.A.; Breyer, F.R.S.; Mattes, G.C. & Konrad, H.G. 1981. Constatação e observação de uma



- população de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) (Mammalia, Cervidae). **Ilheringia**, 59: 25–36.
2411. Vynne, C.; Skalski, J.R.; Machado, R.B.; Groom, M.J.; Jácomo, A.A.; Marinho-Filho, J.; Neto, M.B.R.; Pomilla, C.; Silveira, L.; Smith, H.; Wasser, S.K.; Neto, M.B.R.; Pomilla, C.; Silveira, L.; Smith, H. & Wasser, S.K. 2010. Effectiveness of scatdetection dogs in determining species presence in a tropical savanna landscape. **Conservation Biology**, 25 (14): 154–162.
2412. Waga, I.C.; Dacier, A.K.; Pinha, P.S. & Tavares, M.C.H. 2006. Spontaneous Tool Use by Wild Capuchin Monkeys (*Cebus libidinosus*) in the Cerrado. **Folia Primatologica**, 77: 337–344.
2413. Walker, S.R.; Novaro, J.A.; Perovic, P.; Palacios, R.; Donadio, E.; Lucherini, M.; Pía, M. & López, M.S. 2007. Diets of three species of Andean carnivores in high-altitude deserts of Argentina. **Journal of Mammalogy**, 88: 519–525.
2414. Wallace, R.B.; Mittermeier, R.A.; Cornejo, F. & Boubli, J.P. 2008. *Ateles chamek*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41547A10497375. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41547A10497375.en>. (Acesso em 2012).
2415. Wallace, R.B.; Painter, R.L.E.; Rumiz, D.I. & Taber, A.B. 2000. Primate diversity, distribution and relative abundances in the Rios Blanco y Negro Wildlife Reserve, Santa Cruz Department, Bolivia. **Neotropical Primates**, 8 (1): 24–28.
2416. Wallace, R.B.; Painter, R.L.E.; Taber, A.B. & Ayres, J.M. 1996. Notes on a distributional river boundary and southern range extension for two species of Amazonian primates. **Neotropical Primates**, 4: 149–151.
2417. Wallace, R.B.; Painter, R.L.E. & Taber, A.B. 1998. Primate diversity, *habitat* preferences and population density estimates in Noel Kempff Mercado National Park, Santa Cruz, Bolivia. **American Journal of Primatology**, 46: 197–211.
2418. Wallace, R.B. 2005. Seasonal variations in diet and foraging behavior of *Ateles chamek* in a southern Amazonian tropical forest. **International Journal of Primatology**, 26 (5): 1053–1075.
2419. Wallace, R.B. 2015. *Sapajus cay*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T136366A70612036. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2012).
2420. Watkins, W.A. & Schevill, W.E. 1976. Right whale feeding and baleen rattle. **Journal of Mammalogy**, 57 (1): 58–66.
2421. WCS, Wildlife Conservation Society. 2002. **A Caça em Floresta Neotropicais: Revisão das Questões, Identificação de Lacunas e Elaboração de Estratégia**. In: Relatório do Workshop, Peru. 206p.
2422. Weber, M. & Gonzalez, S. 2003. Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. **Ecoscience**, 10 (4): 443–454.
2423. Weber, W. & Rabinowitz, A.R. 1996. A global perspective on large carnivore conservation. **Conservation Biology**, 10: 1046–1054.
2424. Weksler, M. & Bonvicino, C. 2008. *Oligoryzomys rupestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136425A4289978. www.iucnredlist.org. (Acesso em 2013).
2425. Weksler, M. & Bonvicino, C.R. 2005. Taxonomy of pigmy rice rats genus *Oligoryzomys* Bangs, 1900 (Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian cerrado, with the description of two new species. **Arquivos do Museu Nacional**, 63 (1): 113–130.
2427. Weksler, M.; Percequillo, A.R. & Voss, R.S. 2006. Ten new genera of oryzomyine rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). **American Museum Novitates**, 1–29.



2428. Wemmer, C. 1998. **Deer Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN/SSC Deer Specialist Group. IUCN. 106p.
2429. Wetzel, R.M. & Avila-Pires, F.D. 1980. Identification and distribution of recent sloths of Brazil (Edentata). **Revista Brasileira de Biologia**, 40 (4): 831–836.
2430. Wetzel, R.M. 1982. Systematics, Distribution, Ecology, and Conservation of South American Edentates, p.345–375. *In*: Mares, M.A. & Genoways, H. (eds.). **Mammalian Biology in South America**. Special Publication Series of the Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh.
2431. Wetzel, R.M. 1985. The identification and distribution of recent Xenarthra (=Edentata), p.5–21. *In*: Montgomery, G.G. (ed.). **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. Smithsonian Institution Press.
2432. Wetzel, R.M. 1985. Taxonomy and distribution of armadillos, Dasypodidae, p.23–46. *In*: Montgomery, G. (ed.). **The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths, and Vermilinguas**. Smithsonian Institution Press.
2433. White, F. 1986. Census and preliminary observations on the ecology of the black-faced black spider monkey (*Ateles paniscus chamek*) in Manu National Park, Peru. **American Journal of Primatology**, 11: 125–132.
2434. Whitehead, H. & Payne, R. 1981. New techniques for measuring whales from the air. US Marine Mammal Commission Report MMC-76/22. Washington DC. 36p.
2435. Whitehead, H.; Reeves, R.R. & Tyack, P.L. 2000. Science and the conservation, protection, and management of wild cetaceans, p.308–332. *In*: Mann, J.; Connor, R.C.; Tyack, P.L. & Whitehead, H. (eds.). **Cetacean societies: field studies of dolphins and whales**. University Of Chicago Press.
2436. Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. **Marine Ecology Progress Series**, 242: 295–304.
2437. Whitehead, H. 2003. **Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean**. University of Chicago Press.
2438. Whitehead, H. 2009. Sperm whale *Physeter macrocephalus*, p.1091–1097. *In*: Perrin, W.F.; Würsig, B. & Thewissen, J.G.M. (eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. Elsevier. Academic Press.
2439. Williams, L. 1967. Breeding Humboldt's woolly monkey, *Lagothrix lagotricha*, at Murrayton Woolly Monkey Sanctuary. **International Zoo Yearbook**, 7 (1): 86–89.
2440. Williamson, G.R. 1975. Minke whales off Brazil. **Scientific Reports of the Whales Research Institute**, 27: 37–59.
2441. Willig, M.R.; Camilo, G.R. & Noble, S. J. 1993. Dietary Overlap in Frugivorous and Insectivorous Bats from Edaphic Cerrado Habitats of Brazil. **Journal of Mammalogy**, 74 (1): 117–128.
2442. Wilson, D. E. 1979. Reproductive patterns, p.441. *In*: Barker, R.J.; Jones, Jr. J.K, & Carter, D.C. (eds.). **Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae, Part III**. Spec. Publ. Mus. Texas Tech. Univ.
2443. Wilson, D.E. & Reeder, D.M. 2005. **Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference**. 3 ed. Smithsonian Institution Press.
2444. Wozencraft, W.C. 2005. Order Carnivora, p.532–628. *In*: Wilson, D.E. & Reeder, D.M. (eds.). **Mammal Species of the World: A taxonomic and geographic reference**. Smithsonian Institution Press.
2445. Ximenez, A. 1975. *Felis geoffroyi*. **Mammalian Species**, 54: 1–4.



2446. Ximenez, A. 1982. Notas sobre Felidos Neotropicales VIII. Observaciones sobre el contenido estomacal y el comportamiento alimentar de diversas espécies de Felinos. **Revista Nordestina de Biologia**, 5 (1): 89–91.
2447. Yahnke, C.J.; Fox, I.G. & Colman, F. 1998. Mammalian species richness in Paraguay: the effectiveness of national parks in preserving biodiversity. **Biological Conservation**, 84: 263–268.
2448. Yassuda, Y. & Chu, T.H. 1985. Chromosome banding patterns of *Saimiri vanzolinii* Ayres, 1985 (Primates, Cebidae). **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, 36 (15): 165–168.
2449. Yochem, P.K. & Leatherwood, S. 1985. Blue whale – *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758), p.193–240. In: Ridgway, S.H. & Harrison, R. (eds.). **Handbook of Marine Mammals**. Academic Press.
2450. Yogui, G.T.; Santos, M.C.O. & Montone, R.C. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **The Science of the Total Environment**, 312 (1-3): 67–78.
2451. Yonenaga-Yassuda, Y.; Pereira, L.A.; Armada, J.L. & L'Abbate, M. 1987. Chromosomal polymorphism in *akodon reihardti* Langguth, 1975 (Rodentia, Cricetidae). **Revista Brasileira de Genética**, 10: 199–208.
2452. Young, S.P. & Goldman, E.A. 1946. **The puma: mysterious American cat**. The American Wildlife Institute.
2453. Zanelatto, R.C. 2001. **Dieta do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), no complexo estuarino da Baía de Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná.
2454. Zanon, C.M.V.; Reis, R.R. & Filho, H.O. 2008. Gênero *Ateles*, p.260. In: Peracchi, A.L. & Andrade, F. (eds.). **Primatas Brasileiros**. Technical Books.
2455. Zappes, I.A.; Portella, A.S. & Lessa, G.M. 2014. Description of Karyotype of *Kerodon acrobata*, an endemic rodent in Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, 74 (1): 251–256.
2456. Zeigler, S.L.; Fagan, W.F.; DeFries, R. & Raboy, B.E. 2010. Identifying Important Forest Patches for the Long-term Persistence of the Endangered Golden-Headed Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). **Tropical Conservation Science**, 3 (1): 63–77.
2457. Zerbini, A. N.; Danilewicz, D.; Secchi, E. R.; Andriolo, A.; Cremer, M.; Flores, P. A. C.; Ferreira, E.; Alves, L.C. P. de S.; Sucunza, F.; Castro, F. R.; de Pretto, D.; Sartori, C. M.; Schulze, B.; Denuncio, P. & Laake, F. 2011. **Assessing bias in abundance estimates from aerial surveys to improve conservation of threatened franciscana dolphins: preliminary results from a survey conducted in southern Brazil**. Paper SC/63/SM2 presented to the IWC Scientific Committee, Norway, May – June 2011. <https://iwc.int/sc63docs>.
2458. Zerbini, A. N.; Secchi, E. R.; Danilewicz, D.; Andriolo, A.; Laake, J. L. & Azevedo, A. 2010. **Abundance and distribution of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the Franciscana Management Area II (southeastern and southern Brazil)**. Paper SC/62/SM7 presented to the IWC Scientific Committee, Norway, May – June 2010. <https://iwc.int/sc63docs>.
2459. Zerbini, A.N.; Secchi, E.R.; Bassoi, M.; Dalla-Rosa, L.; Higa, A.; Sousa, L.; Moreno, I.B.; Moller, L.M. & Caon, G. 2004. **Distribuição e abundância relativa de cetáceos na Zona Econômica Exclusiva na Região Sudeste-Sul do Brasil**. Série Documentos Revizee: Score Sul. Instituto Oceanográfico - USP. 40p.
2460. Zerbini, A.N.; Secchi, E.R.; Siciliano, S. & Simões-Lopes, P.C. 1997. A review of the occurrence and distribution of whales of the genus *Balaenoptera* along the Brazilian Coast. **Reports of the International Whaling Commission**, 47: 407–417.



2461. Zimbres, B.Q.C. 2010. **Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 119p.
2462. Zimmerman, J.A.; Kelchner, C.L.; Klein, P.A.; Hamilton, J.C. & Foiles, S.M. 2001. Surface step effects on nanoindentation. **Physics Review Letters**, 87 (16): 165507–165510.
2463. Zimmermann, F.T.; Printes, R.C.; Fagundes, J.C.G.; Alonso, A. & Kindel, A.C. 2013. Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. **Biota Neotropica**, 13 (1): 117–123.
2464. Zogno, M.A. 2002. **Aspectos reprodutivos da fêmea de mocó (*Kerodon rupestris*): análise bioquímica dos líquidos fetais e caracterização colpocitológica do ciclo estral.** Tese (Doutorado em Medicina Veterinária). Universidade de São Paulo. 64p.
2465. Zortéa, M. & Alho, C. J. R. 2008. Bat diversity of a Cerrado *habitat* in central Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 17 (4): 1–15.
2466. Zortéa, M. & Brito, B.F.A. 2010. Diurnal roosts and minimum home range defined by sleeping sites of a thin-spined porcupine *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae). **Zoologia**, 27: 209–212.
2467. Zorzi, B.T. 2009. **Frugivoria por *Tapirus terrestris* em três regiões do Pantanal.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 54p.
2468. Zucco, C.A. & Tomás, W. 2004. **Diagnóstico do conflito entre os pescadores profissionais artesanais e as populações de jacarés (*Caiman yacare*) e ariranhas (*Pteronura Brasiliensis*) no Pantanal.** In: IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá, MS.
2469. Zuercher, G.L.; Swarner, M.; Silveira, L. & Carrillo, O. 2004. Bush dog *Speothos venaticus* (Lund, 1842), p.430. In: Sillero-Zubiri, C.; Hoffmann, M. & Macdonald, D.W. (ed.). **Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan.** IUCN/SSC Canid Specialist Group.



Índice remissivo

- Akodon mystax* 403
Alouatta belzebul 148
Alouatta discolor 152
Alouatta guariba clamitans 155
Alouatta guariba guariba 162
Alouatta ululata 167
Ateles belzebuth 171
Ateles chamek 177
Ateles marginatus 182
Atelocynus microtis 310
Balaenoptera borealis 116
Balaenoptera musculus 119
Balaenoptera physalus 123
Blastocerus dichotomus 68
Brachyteles arachnoides 185
Brachyteles hypoxanthus 191
Bradypus torquatus 34
Cacajao hosomi 280
Callicebus barbarabrownae 283
Callicebus coimbrai 287
Callicebus melanochir 293
Callicebus personatus 298
Callistomys pictus 440
Callithrix aurita 206
Callithrix flaviceps 213
Caluromysiops irrupta 25
Cavia intermedia 396
Cebus kaapori 253
Cerradomys goytaca 406
Chaetomys subspinosus 459
Chiropotes satanas 303
Chiropotes utahickae 307
Chrysocyon brachyurus 314
Coendou speratus 462
Ctenomys bicolor 431
Ctenomys flamarioni 433
Ctenomys lami 435
Ctenomys minutus 437
Eptesicus taddeii 394
Eubalaena australis 109
Euryoryzomys lamia 409
Furipterus horrens 375
Glyphonycteris behnii 382
Gyldenstolpia planaltensis 411
Inia geoffrensis 133
Juscelinomys candango 413
Kerodon acrobata 398
Kerodon rupestris 401
Lagothrix cana cana 196
Lagothrix lagothricha 199
Lagothrix poeppigii 203
Leontopithecus caissara 218
Leontopithecus chrysomelas 223
Leontopithecus chrysopygus 230
Leontopithecus rosalia 235
Leopardus colocolo 333
Leopardus geoffroyi 337
Leopardus guttulus 340
Leopardus tigrinus 344
Leopardus wiedii 349
Lonchophylla dekeyseri 385
Lonchorhina aurita 388
Lycalopex vetulus 320
Marmosops paulensi 27
Mazama bororo 73
Mazama nana 78
Mico rondoni 241
Microakodontomys transitorius 416
Myrmecophaga tridactyla 40
Natalus macrourus 378
Oligoryzomys rupestris 418
Ozotoceros bezoarticus bezoarticus 82
Ozotoceros bezoarticus leucogaster 83
Panthera onca 353
Phyllomys brasiliensis 442
Phyllomys lundii 444
Phyllomys thomasi 446
Phyllomys unicolor 448
Physeter macrocephalus 140
Pontoporia blainvillei 143
Priodontes maximus 47
Pteronura brasiliensis 370
Puma concolor 358
Puma yagouaroundi 366
Rhipidomys cariri 420
Rhipidomys tribei 422
Saguinus bicolor 244
Saguinus niger 249
Saimiri vanzolinii 259
Sapajus cay 263
Sapajus flavius 268
Sapajus robustus 272
Sapajus xanthosternus 275
Sotalia guianensis 127
Speothos venaticus 327
Tapirus terrestris 59
Tayassu pecari 88
Thalpomys cerradensis 424
Thalpomys lasiotis 426
Thylamys macrurus 29
Thylamys velutinus 32
Tolypeutes tricinctus 53
Trichechus inunguis 98
Trichechus manatus 103
Trinomys eliasi 451
Trinomys mirapitanga 453
Trinomys moojeni 455
Trinomys yonenagae 457
Wilfredomys oenax 428
Xeronycteris vieirai 391



MINISTÉRIO DO
MEIO AMBIENTE

GOVERNO
FEDERAL