



LIVRO VERMELHO DOS
MAMÍFEROS
DE PORTUGAL CONTINENTAL

LIVRO VERMELHO DOS
MAMÍFEROS
DE PORTUGAL CONTINENTAL

Para efeitos bibliográficos, este livro deve ser citado da seguinte forma:

Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.)(2023). *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

A citação de cada capítulo deve seguir os termos da referência bibliográfica disponível no final do respectivo capítulo. A título de exemplo, esta citação deve obedecer ao seguinte formato base:

Santos-Reis M, Mira A & Lopes-Fernandes M (2023). *Mustela putorius* toirão. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Apoio financeiro, beneficiários e parceiros

Este projeto é co-financiado pelo PO SEUR (POSEUR-03-2215-FC-000097), Portugal 2020, União Europeia – Fundo de Coesão e pelo Fundo Ambiental.

Teve como beneficiário a FCIências.ID – Associação para a Investigação e Desenvolvimento de Ciências e como parceiro o ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.

A coordenação técnico-científica ficou a cargo do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c) da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e do Instituto da Conservação da Natureza e Florestas (ICNF), e contou como parceiros de execução com a Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD), Universidade de Aveiro (UA), Universidade de Évora (UE), ICETA – Instituto de Ciências, Tecnologias Agrárias e Agroambiente da Universidade do Porto (CIBIO-InBIO) e Mesocosmo – Consultoria, Tecnologia e Serviços Científicos, Unipessoal Lda.

Consulta e download da publicação em:

<https://livrovermelhosmamiferos.pt>

Cofinanciado por:



Beneficiário:



Parceiro:



Entidades participantes:



Apoios:

BONDALTI

REN



Agradecimentos

A Comissão de editores e os autores/avaliadores expressam os seus sinceros agradecimentos a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para que fosse possível a concretização deste Livro.

Ficha técnica

Comissão de editores

Coordenação: Maria da Luz Mathias (CESAM-Ciências/FCUL)
Ana Rainho (cE3c & CHANGE/FCUL)
António Mira (UBC/MED & CHANGE/IIFA/UE)
Carlos Fonseca (CoLAB ForestWISE/UA)
Catarina Eira (CESAM/UA)
Clara Grilo (CESAM-Ciências/FCUL)
Joana Paupério (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
João Alexandre Cabral (CITAB/UTAD)
Joaquim T. Tapisso (CESAM-Ciências/FCUL)
Jorge M. Palmeirim (cE3c & CHANGE/FCUL)
José Vingada (SPVS/UM)
Luís Miguel Rosalino (cE3c & CHANGE/FCUL)
Luisa Rodrigues (ICNF)
Margarida Lopes-Fernandes (ICNF/CRIA-NOVA FCSH)
Margarida Santos-Reis (cE3c & CHANGE/FCUL)
Marisa Ferreira (SPVS)
Nuno Negrões (CESAM/UA)
Paulo Célio Alves (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS/FCUP)
Ricardo Pita (MED & CHANGE/IIFA/UE)

Coordenação Executiva

Clara Grilo (CESAM-Ciências/FCUL)

Comissão Técnico-Científica

Maria da Luz Mathias (CESAM-Ciências/FCUL)
António Mira (UBC/MED & CHANGE/IIFA/UE)
Carlos Fonseca (CoLAB ForestWISE/UA)
Clara Grilo (CESAM-Ciências/FCUL)
Joana Paupério (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
João Alexandre Cabral (CITAB/UTAD)
Jorge M. Palmeirim (cE3c & CHANGE/FCUL)
Luisa Rodrigues (ICNF)
Margarida Lopes-Fernandes (ICNF/CRIA-NOVA FCSH)
Margarida Santos-Reis (cE3c & CHANGE/FCUL)
Mária João Cabral (ICNF)
Mário Reis (ICNF)
Marisa Ferreira (SPVS)
Nuno Negrões (CESAM/UA)
Paulo Célio Alves (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS/FCUP)
Ricardo Pita (MED & CHANGE/IIFA/UE)

Grupo de autores/avaliadores

Eulipotyphla

Coordenação: Joaquim T. Tapisso (CESAM-Ciências/FCUL)
Maria da Luz Mathias (CESAM-Ciências/FCUL)

Angel Fernández-González (Biosfera)
Denis Medinas (UBC/UE)
Flávio G. Oliveira (CESAM-Ciências/FCUL)
Hélia Vale-Gonçalves (CITAB/UTAD)
Jacinto Román (EBD-CSIC)
Javier Calzada (Universidad de Huelva)
Joana Castro Paupério (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
Lorenzo Quaglietta (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS/ANP-WWF/AUDAX)
Luís Braz (CITAB/UTAD)
Maria Graça Ramalinho (CESAM-Ciências/MUNHAC)
Nuno M. Pedroso (MED & CHANGE/UE)
Sara Santos (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
Sophie von Merten (CESAM-Ciências/FCUL)

Chiroptera

Coordenação: Ana Rainho (cE3c & CHANGE/FCUL)
Jorge M. Palmeirim (cE3c & CHANGE/FCUL)
Luisa Rodrigues (ICNF)

Bruno Silva (UE/MED & CHANGE)
Denis Medinas (UBC/UE)
Francisco Amorim (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
Helena Raposeira (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS/FCUP/OII/TERRA)
Hugo Rebelo (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
J. Tiago Marques (MED & CHANGE/IIFA/UE)
Margarida Augusto (ICS/UL)
Maria João Ramos-Pereira (UFRGS)
Nuno Cidraes-Vieira (Strix)
Paulo Barros (CITAB/UTAD)
Pedro Alves (Plecotus)
Pedro Horta (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS/FCUP/OII/TERRA)
Sandra Faria (LEFT/UTAD)
Sílvia Barreiro (MED & CHANGE/IIFA/UE)
Vanessa A. Mata (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
Virgínia Duro (LEFT/UTAD)

Lagomorpha

Coordenação: António Mira (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
Emídio Santos (ICNF)
Paulo Célio Alves (CIBIO/InBio/BIOPOLIS/FCUP)

Rodentia

Coordenação: Ricardo Pita (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
Maria da Luz Mathias (CESAM-Ciências/FCUL)

Ana M. Cerveira (DBIO/CESAM/UA/FCUL/UA)
Ana Galantinho (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
António Mira (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
Carmo Silva (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
Frederico Mestre (MED & CHANGE/IIFA/UE)
Helena Sabino-Marques (UBC/UE)
Hélia Vale-Gonçalves (CITAB/UTAD)
Jacinto Román (EBD-CSIC)
Joana Castro Paupério (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
João Alexandre Cabral (CITAB/UTAD)
Juan José Luque-Larena (UVa)
Paulo Barros (CITAB/UTAD)
Paulo Célio Alves (CIBIO/InBio/BIOPOLIS/FCUP)
Rita Gomes Rocha (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
Rita I. Monarca (CESAM-Ciências/FCUL)
Ruth Rodríguez-Pastor (UNIZAR)
Sara M. Santos (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)
Sofia I. Gabriel (CESAM-Ciências/FCUL/UA)
Soraia Barbosa (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)
Tiago Mendes (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)

Cetacea

Coordenação: Marisa Ferreira (SPVS)
Catarina Eira (DBIO/CESAM/UA)
Marina Sequeira (ICNF)

Andreia Torres-Pereira (DBIO/CESAM/UA)
Alfredo López (DBIO/CESAM/UA)
Sara Sá (DBIO/CESAM/UA)

Carnívora (terrestres)

Coordenação: Luís Miguel Rosalino (cE3c & CHANGE/FCUL)

Nuno Negrões (DBIO/CESAM/UA)

Margarida Lopes-Fernandes (ICNF/CRIA-NOVA FCSH)

Margarida Santos-Reis (cE3c & CHANGE/FCUL)

António Mira (MED & CHANGE/IIFA/UBC/UE)

Carlos Fernandes (cE3c & CHANGE/FCUL)

Filipe Carvalho (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS/UFH)

Francisco Álvares (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)

Francisco Petrucci-Fonseca (cE3c & CHANGE/FCUL)

Inês Barroso (ICNF)

Nuno M. Pedroso (MED & CHANGE/IIFA/UE)

Pedro Monterroso (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)

Pedro Sarmento (ICNF)

Víctor Bandeira (DBIO/CESAM/UA)

Virgínia Pimenta (ICNF)

Carnívora (marinhos)

Coordenação Marisa Ferreira (SPVS)

Catarina Eira (DBIO/CESAM/UA)

Marina Sequeira (ICNF)

Alfredo López (DBIO/CESAM/UA)

Artiodactyla

Coordenação: Carlos Fonseca (ForesCoLAB ForestWISE/UA)

João Carvalho (DBIO/CESAM/UA)

Rita Tinoco Torres (DBIO/CESAM/UA)

Armando Pereira (UTAD)

Aurora Monzón (CIFAP/CITAB/UTAD)

Carmen Cerqueira da Silva (CIFAP/UTAD)

Francisco Álvares (CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)

Francisco Petrucci-Fonseca (cE3c & CHANGE/FCUL)

João P.V. Santos (Palombar/CIBIO/InBIO/BIOPOLIS)

João Queirós (CIBIO/InBio/BIOPOLIS/FCUP)

José Paulo Cortez (CIMO/IPB)

Miguel Bugalho (DRAT/CEABN)

Paulo Célio Alves (CIBIO/InBio/BIOPOLIS/FCUP)

Pedro Santos (MED & CHANGE/UE)

Equipa técnica

Ana Almeida, Ana Sampaio, André Oliveira, Beatriz C. Afonso, Beatriz Duarte,

Catarina Milhinhos, Eduardo Ferreira, Filipe Afonso, Giulia Spadoni,

Guilherme da Silva Aparício, Inês Fontes, João Craveiro, Luís Guilherme Silva,

Maílís da Silva Carrilho, Marta Dias.

Colaboradores do ICNF na compilação das ocorrências

Servicos centrais: Inês Barroso, Inês Vasco, Emídio Santos, João Nunes, Luis Roma,

Luisa Rodrigues, Maria João Cabral, Mario Reis, Mónica Sousa, Virgínia Pimenta

DRCNF – Norte: Albino Palhares, Amílcar Cardoso, António Gomes, António Monteiro,

António Rebelo, Armando Loureiro, Artur Oliveira, Belmiro Viana, Carla Luís,

Carla Marisa Quaresma, Carlos Dias, Carlos Pedro Santos, Cristina Costa,

Daniela Romualdo, Ema Veiga, Helena Paulino, Henrique Carvalho, João Bastos,

João Macário, João Pargana, Joel Pereira, José Luís Rosa, José Ribeiro, Lino Gonçalves,

Luís Ochoa Rodrigues, Luís Pereira, Luis Xavier, Marcela Pereira, Natália Silva,

Paulo Barros, Pedro Mourão, Rafael Neves, Sílvia Mourão, Tiago Menino

DRCNF – Centro: Aleluia Batista, André Brito, André Colela, Ângelo Nunes,

António Marques, António Ribeiro, António Silva, Armando Dias, Beatriz Cruz,

Carlos Barata, Carlos Domingos, Carlos Fernandes, Carlos Fradoca, Dinis Monteiro,

Diogo Correia, Diogo Mina, Eduardo Lourenço, Francisco Campos, Francisco Cruz,

Francisco Ferreira, Hélio Carvalho, Henrique Domingues, Isa Teixeira, Isidro Seça,

Jacinto Luís Diamantino, João Barata, João Carlos Silva, João Saraiva, Joaquim Costa,

Joaquim Neves, José Cruz, José Direito, José Fernandes, José Figueiredo,

José Gonçalves, José Pinto Cruz, Luís Bento, Luís Correia, Luís Fernandes, Luís Leitão,

Marco Saraiva, Nuno Fernandes, Nuno Pinheiro, Paulo Tenreiro, Rui Vaz

DRCNF – Lisboa e Vale do Tejo: Alexandre Bouça, André Conceição Silveira,

Dina Lawson, Fernando Canais, Filipe Cuim, Florbela Santos, Francisco Pereira,

Gabriel Simões, João Correia, João Francisco Silva, João Lopes, João Paulo Lopes,

João Santos Pernão, José Carlos Ferreira, José Carlos Pereira da Conceição,

José Gomes, Kelly Alberto, Luís Silva, Luíz Silva Alcides Ribeiro, Nuno Abreu Dias,

Paulo Lawson, Sérgio Borges.

DRCNF – Alentejo: Agostinho Tomás, Alexandre Mota, Ana Cardoso, Ana Martins,

Ana Isa Salgado Figueira, Ana Isabel Martins, Ana Martins, André Trindade,

António Relvas, Beatriz Machado, Carlos Carrapato, Catarina Gregório, Célia Medeiros,

Conceição Conde, David Carvalho, Fernando Romba, Ivo Santos, Joana Lourenço,

João Caeiro, João Claro, João Gil, João Pepe, João Santos, Maria Gaspar, Paulo Dias,

Paulo Fernandes, Pedro Miguel Rosa Oliveira, Pedro Sarmento, Ricardo Fragoso,

Rui Cáceres, Rui Grilo, Teresa Silva, Vitor Dias

DRCNF – Algarve: António Miranda, Armando Moura, Beatriz Frita,

Carlos Cupertino, Daniel Santos, Eunice Pereira, Fernando Ildefonso, Francisco Amaral,

Hugo Eusébio, João Pequeno, Paulo Monteiro, Paulo Sim-Sim Dias, Pedro Catalão,

Pedro Oliveira, Pedro Rodrigues, Pedro Rosa, Raul Almeida, Susana Roxo,

Tiago Pequeno, Virgílio Santos, Vitor Casalinho.

Outros colaboradores

Adelino Ferreira, Adrià López-Baucells, Alberto Marcos Perez, Alberto Rodrigues,

Alexandra Francisco, Alexandra Valongueiro, Alexandre Canha, Alexandre Pereira,

Alexandre Rebelo, Alfredo Cunhal Sendim, Alfredo Gomes, Alfredo Peixoto Rodrigues,

Álvaro Jales, Álvaro Palricas, Alves Pestana, Américo Guedes, Ana Ângelo,

Ana Catarina Silva, Ana Cristina Rufino, Ana Filipa Filipe, Ana Guerra, Ana Henriques,

Ana L. Berliner, Ana Magalhães, Ana Marçalo, Ana Márcia Barbosa, Ana Margarida,

Ana Marta Serronha, Ana Morais, Ana Pinheiro, Ana Rita Mateus, Ana Rita Ribeiro,

Ana Santos, Ana Silva, Ana Sofia Boa-Alma, Ana Valente, Anabela Amado, Anabela

Paula, André Brito, André Cid, André Leite, André Lourenço, André Moreira,

André Pedro do Couto, André Reis, André Silveira, Andrea Perino, Andreas Zahn,

Andreia Grancho, Andreia Matos, Andreia Torres-Pereira, Ângela Cordeiro,

Aniceto Cordeiro, Anlisa Sambolino, Annika Zueleger, Antigoni Kaliontzoupoulou,

António Aljjó, António Brehm, António Cotão, António Fael, António Gomes,

António João Silva Alves, António Lage, António Lages, António Matos,

António M.A. Martins, Antonio Tanque, Armando Pereira, Artur Jorge Sousa,

Augusto Monteiro, Bárbara Martí, Barbara Monteiro, Beatriz Silva, Bêla Saragoça,

Bernardino Silva, Bernardo Favila, Beto Serrão, Bruna Oliveira, Bruno Pinto,

Carina Marques, Carla Baltazar, Carla Borges, Carla Cruz, Carla Freitas, Carla PJ Gomes,

Carla SGM Silva, Carlos Aguiar, Carlos Barbosa, Carlos Barros, Carlos Bettencourt,

Carlos Carneiro, Carlos Diogo Vidinha, Carlos Ferreira, Carlos Freitas, Carlos Gamito,

Carlos Marques, Carlos Melo, Carlos Oliveira, Carlos Pacheco, Carlos Pedro Santos,

Carlos Pontes, Carlos Vilhena, Carlos Zegre, Carolina Jardim, Carolina Pacheco,

Carolina Santos, Catarina Ferreira, Catarina Figueiredo, Cátia Freitas, Cátia Lima,

Cátia Paulino, Cátia Raquel, César Cardoso, Chris Boyes, Christi Ludwing,

Christian Dietz, Clara Ferreira, Clara Silva, Clara Teixeira, Cláudia Camarinha,

Cláudia Encarnação, Cláudia Faustino, Cláudia Franco, Cláudia Matos, Cláudia Moreira,

Cláudia Ribeiro, Cláudio Alves, Cláudio Vieira, Constança Clarke, Constance Faucher,

Cristiana Marques, Cristina Costa, Cristina Girão Vieira, Cristina Maldonado,

Daniel Camacho, Daniel Jardim, Daniel Manso, Daniel Zupanc, Daniela Ferreira da Costa,

Daniela Teixeira, Danilo Matos, Danilo Russo, Dário Hipólito, David Catherall,

David Gonçalves, David Migueis, David Teixeira, Diana Braga, Diana Castro,

Diana Ferreira, Diana Sousa-Guedes, Diogo Carvalho, Diogo Carvalho, Diogo F. Ferreira,

Diogo Neves, Diogo Oliveira, Diogo Silva, Domingos Patacho, Duarte Araujo, Duarte

Cadete, Duarte Oliveira, Duarte Pinto, Duarte Sousa, Dyana Reto, Edgar Gomes,

Eduardo Ferreira, Eduardo Santos, Elena Delgado, Élia Costa, Elvío Pereira,

Elvio Rodrigues, Ema Veiga, Ema Xavier, Emilio José García, Estrela Matilde,

Eva K. Nóbrega, Eva Rodríguez, Fábía Azevedo, Fabiana Marques, Fabio Marcolin,

Fátima Dominguez, Fátima Nunes, Faustino Pinto, Federico Resende, Federico Hintz,

Fernanda Simões, Fernando Ascensão, Fernando Pereira, Fernando Vieira,

Filipa Correia, Filipa Ferreira, Filipa Grilo, Filipa Guilherme, Filipa Loureiro,

Filipa Machado, Filipe Almada, Filipe Alves, Filipe Andrade, Filipe Henriques,

Filipe Idelfonso, Filipe Maia, Filipe Moniz, Filipe Nobrega, Filipe Vasconcelos, Filipe Viveiros, Filipe Xavier Catry, Filomena Barros, Fiona Kettner, Flávio Franco, Flávio M.R. da Silva Júnior, Florbela Silva, Francesco Valerio, Francisco Barreto, Francisco Barros, Francisco Borba, Francisco Correia, Francisco Gonçalves, Francisco Marques, Francisco Neto, Francisco Rasteiro, Francisco Rebelo, Frederico Martins, Frederico Tátá Regala, Gabriel Mendes, Gabriel Simões, Gabriela Cardoso, Giovanni Manghi, Gisela Moço, Gonçalo Ferrão Da Costa, Gonçalo Matias, Gonçalo Viveiros, Graça Mateus, Guilherme Castro, Guilherme Lourenço, Guilherme Pereira, Guilherme Viana Castro, Helder Araújo, Helder Camacho, Helena Raposeira, Helena Rio-Maior, Helena Santos, Helena Santos, Heloisa Chitas, Henrique Afonso, Henrique Alves, Henrique Costa Neves, Henrique Querido, Henrique Pereira, Henry Harper, Hildeberto Ferreira, Hugo Lopes, Hugo Martins, Hugo Matos, Hugo Mendes, Hugo Montenegro, Hugo Neves, Hugo Ricardo Cruz, Humberto Neves, Idalina Perestrelo, Ilda Luis Brown, Ilídio Santos, Inês Catry, Inês Guiso, Inês Leitão, Inês Moreira, Inês T do Rosário, Iris Pinheiro, Isa Teixeira, Isabel Fagundes, Isabel Freitas, Isabel Oliveira, Isabel Pereira, Isamberto Silva, Iván Gutiérrez, Iván Prego Alonso, Ivo Domingues, Ivo Rodrigues, J Tiago Marques, Jacinta Mullins, James Harris, Joana Bernardino, Joana Cardoso, Joana Casimiro, Joana Castro, Joana Marcelino, Joana Miodonski, Joana Ribeiro-Silva, Joana Santos, João Artelheiro, João Azevedo, João Botcha, João Clode, João Correia, João Esteves, João Falé, João Ferreira, João Leão, João Monteiro, João Moura, João Neves, João Paula, João Pedro Ferreira, João Pereira, João Rodrigues, João Rodrigues, João Salvador Falé, João Silva, João Sousa, João Tomás, Joaquim Pedro Ferreira, Jorge Bastos-Santos, Jorge Costa, Jorge Ferreira, Jorge França, Jorge Henriques, Jorge Martins, Jorge Vaqueiro, Jorge Rodriguez Perez, José António Figueira, José Aranha, José Artur, José Azevedo, José Carlos Brito, José Conceição, José Conde, José Ferreira, José Ferreira, José Gomes, José Jesus, José Lourenço, José Luís Rosa, José M. Herrera, José Manuel Alfaro, Jose Manuela Grosso-Silva, José Miguel Oliveira, José Nascimento, José Pereira, José Romano, Juan Vieira, Kamiel Spoelsta, Kate E. Jones, Laura González, Leandro F Mondim, Lena Lopes, Leonardo Baptista, Lídia Nicolau, Lídia Nogueira, Lília Jorge, Lino Santos, Louise Currie, Lourenço Alves, Luana Ramos, Lubélio Mendonça, Lúcia Jorge, Luciana Simões, Luciano Bairos, Luciano Teixeira, Luis Berimbau, Luis Biedma, Luis Cardoso, Luis Cravinho, Luis Eduardo Biedma, Luis Ferro, Luis Freitas, Luis Gomes, Luis Lamas de Oliveira, Luis Llana, Luis Moreira, Luis P. da Silva, Luis Queirós, Luis Ribeiro, Luis Roma Castro, Luis Serpa, Luis Silva, Luis Sobral, Luis Sousa, Luis Vaz, Luis Vicente, Luisa Costa, Lurdes Costa, Madalena Ferreira, Mafalda Basto, Mafalda Carapuça, Mafalda Costa, Mafalda Freitas, Manuel da Ascensão, Manuel José, Manuel Mendonça, Manuel Nunes, Manuel Sampaio, Márcio Cardoso, Márcio Duarte, Marcio Soares, Marco Faccio, Marco Fachada, Marco Klenk, Marco Pesta, Marco Verseluis, Margarida Guerreiro, Margarida Pinto Coelho, Maria Casero, Maria Dias, Maria João Ramos Pereira, Maria Nascimento, Maria Teixeira, Mariana Antunes Mariana Rossa, Marília Morgado, Marina I. Laborde, Mário Carmo, Marisa Lopes, Marta Alexandre, Marta Borges, Marta Cruz, Marta Hortêncio, Martiño Cabana, Nelson Santos, Miguel Ferreira, Miguel Mascarenhas, Miguel Nóvoa, Miguel Paixão, Miguel Pimenta, Miguel Sá, Milene Matos, Minne Feenstra, Mónica Nakamura, Mónica Almeida, Mónica Costa, Neftali Sillero, Nélia Cardoso, Nélio Caires, Nelson Conceição, Nelson M. Cabrinha Lopes, Nelson Moura, Nelson Pereira, Nelson Santos, Nelson Varela, Nicola Pestana, Noemi Santiago, Noor Hertogh, Norberto Abreu, Norberto Monteiro, Norberto Silva, Nuno Garcia, Nuno Garrido, Nuno Gouveia, Nuno Jardim Nunes, Nuno Marques, Nuno Monteiro, Nuno Pinto, Nuno Rico, Nuno Santos, Nuno Sousa, Nuno Teixeira, Octávio Mateus, Olimpio Martins, Orlando Pereira, Orlando Ventura, Orly Razgour, Pablo Sierra, Paloma Linck, Patricia Gil, Patricia Pereira, Patricia Ramalho, Patricia Salgueiro, Patricia Silva, Patricia Tavares Santos, Paul Hoof, Paul Willoughby, Paula Abreu, Paula Carreno, Paula Gil, Paula Gonçalves, Paula Lucas, Paula Pinheiro, Pauline Gauffier, Paulo Alves, Paulo Belo, Paulo Caetano, Paulo Caires, Paulo Campos, Paulo Cardoso, Paulo Carmo, Paulo Cortêz, Paulo Ferreira, Paulo Freitas, Paulo Janela, Paulo Lopes, Paulo Marques, Paulo Monteiro, Paulo Paixão, Paulo Sousa, Paulo Tenreiro, Paulo Travassos, Pedro Barros, Pedro Branquinho, Pedro Caetano Marrecas, Pedro Costa, Pedro F. Pereira, Pedro Ferreira, Pedro Gomes, Pedro Gouveia, Pedro Horta, Pedro Jorge, Pedro Marques, Pedro Mónica, Pedro Neves, Pedro Pessoa, Pedro Pinto, Pedro Rego, Pedro Rodrigues, Pedro Sá, Pedro Segurado, Pedro Sepúlveda, Pedro Sousa, Pedro Tarrow, Pedro Vasconcelos, Pedro Zacarias, Philip Perry, Philippe Verborgh, Rafael Clarke, Rafael Nascimento, Raquel Godinho, Raquel Martins, Raquel Ribeiro, Renato Fialho, Reto Nóbrega, Ricardo Rodrigues, Ricardo Antunes, Ricardo Araújo, Ricardo Basílio, Ricardo Brandão, Ricardo Cabral, Ricardo Cruz, Ricardo Frago, Ricardo Gouveia, Ricardo Leite, Ricardo Lima, Ricardo M.L. Brandão, Ricardo Montes, Ricardo Nuno, Ricardo Rocha, Ricardo Rodrigues, Ricardo Sá,

Ricardo Silva, Ricardo Soares, Rita Alves, Rita Andrade, Rita Brito, Rita Lemos, Roberto Corvino, Roberto Soares, Rodrigo Afonso, Rodrigo Cotrim, Rory Gibb, Ruben Afonso, Ruben Freitas, Rui Caratão, Rui Costa, Rui Ferreira, Rui Figueira, Rui Lourenço, Rui Oliveira, Rui Rodrigues, Rui Santos, Samuel Infante, Samuel Lemos, Sandra Alcobia, Sandra Lopes, Sara Aliácar, Sara Bicho, Sara Cortez, Sara Marques, Sara Pinto, Sara Roque, Sara Valente, Sergei Drovetski, Sérgio Barbosa, Sérgio Bruno, Sérgio Bruno Ribeiro, Sérgio Godinho, Sérgio Medeiros, Sérgio Pereira, Sérgio Teixeira, Serras Pires, Sílvia Monteiro, Simone Lampa, Sofia Dias, Sofia Eufrazio, Sofia Lourenço, Sofia Reboleira, Sofia Tavares, Sónia Ferreira, Stephanie Gicot, Susana Lopes, Susana Rosa, Tamira Freitas, Tânia Barros, Tânia Santos, Telma Ferreira, Telma Paredes, Teresa Campos, Teresa Oliveira Brito, Teresa Sales-Luis, Thijs Valkenburg, Tiago Brito, Tiago Cardoso, Tiago Dias, Tiago Gomes, Tiago Magalhães, Tiago Matias, Tiago Pinto, Tiago Rodrigues, Ulisses Lopes, Valter Medeiros, Vania Foster, Vânia Gaio, Vânia Pereira, Vânia Salgueiro, Vasco Rodrigues, Vera Arsénio, Verónica Gomes, Verónica Mestre, Vicente Palacios, Violeta Vilaça, Vitor Amendoeira, Vitor Gandra, Vitor Lourenço, Vitor Teixeira, Vitor Toucinho, Wilfried Pilzer.

Entidades colaboradoras

AEPGA – Associação para o Estudo e Proteção do Gado Asinivo
AES – Associação dos Espeleólogos de Sintra
AESDA – Associação de Estudos Subterrâneos e Defesa do Ambiente
AG – Associação Geonauta
AIMM – Associação para a Investigação do Meio Marinho
Almargem – Associação de Defesa do Património Cultural e Ambiental do Algarve
ANP-WWF – Associação Natureza Portugal em associação com WWF
Anthia Diving Center
APATA – Apata – Associação de Produtores Agrícolas Tradicionais e Ambientais de Mogadouro
APGVN – Associação Portuguesa de Guardas e Vigilantes da Natureza
Aqualha – Aquacultura, Lda
ARCM – Alto Relevio Clube de Montanhismo
Associação Almargem
Associação BioLiving
Associação Caça e Pesca Ruivães
Associação Caça Vilarandelo
Associação Caçadores da Orada
Associação Caçadores de Brunhosinho
Associação Caçadores de Gafete Portalegre
Associação Caçadores Pescadores do Outeiro
Associação Charcos & Companhia
Associação das Quatro Freguesias
Associação de Caça e Pesca da Caranguejeira
Associação de Caça e Pesca de Castro Vicente, Porrais e Vilar Seco
Associação de Caça e Pesca de São Salvador da Aramenha
Associação de Caça e Pesca de Sernacelhe
Associação de Caça e Pesca de Viatodos
Associação de Caça e Pesca do Concelho de Belmonte
Associação de Caça e Pesca do Vale Santo
Associação de Caça Serro das Águias
Associação de Caçadores da Branca
Associação de Caçadores da Igrejinha
Associação de Caçadores da Raposeira
Associação de Caçadores de Benfica do Ribatejo
Associação de Caçadores de Borba
Associação de Caçadores de Fontes
Associação de Caçadores de Galafura
Associação de Caçadores de Serra de Sto António
Associação de Caçadores e Pescadores de Alagoa
Associação de Caçadores Livres de Aljustrel
Associação de Caçadores Monte dos Carrujos
Associação de Caçadores Os Mirones
Associação de Caçadores Vale do Tâmega
Associação Desportiva e Recreativa, Tiro, Caça e Pesca de Ribeira de Oura
Associação Geonauta
AUDAX – Labs ISCTE-Instituto Universitário de Lisboa
Biodiversity4All
Bioinsight – Ambiente & Biodiversidade, Lda.

BIOMATER – Ambiente, Sustentabilidade e Conservação da Natureza, Lda
 BIOPOLIS – Program in Genomics, Biodiversity and Land Planning
 BioRia – Município de Estarreja
 Biosfera Consultoria Medioambiental S.L, Espanha
 BIOTA – Estudos e Divulgação em Ambiente, Lda
 BirdLife International
 Brisa Autoestradas de Portugal
 Caçadores Aljezur
 Caçadores Arruda dos Vinhos
 Caçadores Castro Verde
 Caçadores da ZCA de Rabaça, Castanheira, Guarda
 Caçadores da ZCA de S. Miguel do Jarmelo
 Caçadores da ZCM de Alegrete
 Caçadores da ZCM de Alpiarça
 Caçadores da ZCM de Alvaiázere
 Caçadores da ZCM de Lanhoso
 Caçadores da ZCM de Margem
 Caçadores da ZCM de Santo Amador
 Caçadores da ZCM de São Cristóvão
 Caçadores da ZCM Monte Redondo
 Caçadores da ZCM Paderne
 Caçadores da ZCM Vieira de Leiria
 Caçadores de Alferce
 Caçadores de Beja
 Caçadores de Canha
 Caçadores de Castelo de Vide
 Caçadores de Mação
 Caçadores de Martinlongo
 Caçadores de Quelfes
 Caçadores de Quelfes – Adulta Velha
 Caçadores de Silves – Algoz
 Caçadores do Marco
 Caçadores Monforte
 Caçadores São Mamede
 Câmara Municipal de Constância
 Câmara Municipal de Loulé
 Câmara Municipal de Lousada
 Câmara Municipal de Miranda do Douro
 Câmara Municipal de Ribeira de Pena
 Canadian Wildlife Service-Atlantic, Environment and Climate Change, Canada
 Cardiff University, Reino Unido
 Cátedra “Rui Nabeiro” de Biodiversidade da Universidade de Évora
 cE3c – Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
 CEABN – Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves” do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa
 CEAE-LPN – Centro de Estudos e Actividades Especiais da Liga para a Protecção da Natureza
 CEAI – Centro de Estudos da Avifauna Ibérica
 CEF – Centro de Ecologia Funcional da Universidade de Coimbra
 CEF-ISA – Centro de Estudos Florestais do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa
 Centro de Interpretação da Serra da Estrela / Município de Seia.
 CERVAS – Centro de Ecologia, Recuperação e Vigilância de Animais Selvagens
 CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro
 CESAM-Ciências – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
 CHANGE – Global Change and Sustainability Institute
 CIBIO – Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos
 CIBIO/InBIO-UE – Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos da Universidade de Évora
 CICGE UP – Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais da Universidade do Porto
 CIES – Centro de Investigação e Exploração Subterrânea
 CIFAP – Departamento de Ciências Florestais e Arquitetura Paisagista da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
 CIMO – Centro de Investigação de Montanha do Instituto Politécnico de Bragança
 CITAB – Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
 Clube Caça e Pesca Póvoa do Concelho
 Clube Caça Zoio
 Clube Caçadores de Santa do Campo
 Clube Caçadores Urrô
 Clube Caçadores Vieira Leiria
 Clube de Caça de Sicó
 Clube de Caça dos Bombeiros do Alandroal
 Clube de Caça e Pesca ao Sul do Cávado
 Clube de Caça e Pesca Beira Erges
 Clube de Caça e Pesca de Mangualde
 Clube de Caça e Pesca Entre Douro e Paiva
 Clube de Caça e Pesca Freguesias Unidas
 Clube de Caça Febres
 Clube de Caçadores “Os Unidos” Paialvo
 Clube de Caçadores de Sta Tecla
 Clube de Caçadores e Pescadores do Sudoeste Alentejano
 Clube de Caçadores Pacíficos de Santo Estevão
 Clube mergulho Quinta do Iorde
 Clube Pinheiro Bravo – Proença-a-nova
 Companhia das Lezírias
 CRAS/HV/UTAD – Centro de Recuperação de Animais Selvagens do Hospital Veterinário da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
 CRASM – Centro de Recuperação de Animais Selvagens do Montejunto
 CRIA-NOVA FCSH – Centro em Rede de Investigação em Antropologia da NOVA FCSH da Universidade Nova de Lisboa
 DBIO-UA – Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro
 Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora
 DRAT – Departamento de Recursos Naturais, Ambiente e Território do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa
 Dutch Mammal Society
 EBD-CSIC – Estación Biológica de Doñana (Espanha)
 Ecosativa
 Ecosfera
 Ecovisão
 EDIA – Empresa de Desenvolvimento e Infra-Estruturas do Alqueva, SA
 EDP – Energias de Portugal
 Em Relevô Produção Audiovisual
 Empresa Boat Tour
 Equipa Corço
 Faculdade de Psicologia da Universidade de Lisboa
 FCUL – Faculdade de Ciências de Lisboa da Universidade de Lisboa
 FCUP – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
 FENCAÇA – Federação Portuguesa de Caça
 Field Study Group of the Dutch Mammal Society (Holanda)
 Focus Natura
 ForesCoLAB ForestWISE – Laboratório Colaborativo para Gestão Integrada da Floresta e do Fogo
 GBIF – Global Biodiversity Information Facility
 GEM – Grupo de Espeleologia e Montanhismo
 German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig (Alemanha)
 GNR – Guarda Nacional Republicana
 GPS – Grupo Protecção Sicó
 Grupo Desportivo e Cultural Sobralense
 Grupo Lobo
 Happywhale
 Harmony in Nature
 ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P.
 ICS/UL – Instituto de Ciências Sociais da Universidade de Lisboa
 IIFA – Instituto de Investigação e Formação Avançada da Universidade de Évora
 IMAR – Instituto do Mar
 iNaturalist
 InBIO – Laboratório Associado
 Infraestruturas de Portugal
 Institute of Biology, Martin Luther University Halle-Wittenberg (Alemanha)
 Institute of Marine Research (Noruega)
 Instituto Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Brasil)

Instituto Politécnico de Castelo Branco
Instituto Superior Técnico de Lisboa da Universidade de Lisboa
IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera
ISA – Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa
LEFT-UTAD – Laboratório de Ecologia Fluvial e Terrestre da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
LX-CRASPEM – Monsanto
MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente da Universidade de Lisboa
Marine Conservation Research International (Reino Unido)
Mário Carmo – Your Biodiversity and Ecosystem Consultant
MCUC – Museu da Ciência da Universidade de Coimbra
MED – Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento da Universidade de Évora
MHNC-UP – Museu de História Natural e Ciência da Universidade do Porto
Movhera – ENGIE Portugal
MUNHNAC – Museu Nacional de História Natural e da Ciência da Universidade de Lisboa
Município de Lousada
Natural Sciences Museum of Granollers (Espanha)
Naturgucker (Alemanha)
Navigator
NECA – Núcleo de Espeleologia da Costa Azul
Noctula – Consultores em Ambiente
Núcleo de Espeleologia de Leiria
Observation International Foundation
Oesteceça
OII – Observatório Inovação Investigação
Palombar – Conservação da Natureza e do Património Rural
Pavilhão do Conhecimento – Ciência Viva
PlaySolutions Audiovisuais
Plecotus – Estudos Ambientais, Unip. Lda
POPA/IMAR – Programa de Observação para as Pescas dos Açores
PROFICO – Consultores de Engenharia, S.A.
Prossistemas
Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza
Rewilding Portugal
RIAS – Centro de Recuperação e Investigação de Animais Selvagens
Rima Boat Tours
SaBio – Sanidad y Biotecnología, Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (Espanha)
SMRU – Sea Mammal Research Unit (Reino Unido)
Sobral & Monteiro Consulting
SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves
SPVS – Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem
Strix
STRIX Environment and Innovation
Tecnovia
TERRA – Laboratório para a Sustentabilidade do Uso da Terra e dos Serviços dos Ecossistemas da Universidade de Coimbra
UA – Universidade de Aveiro
UAB – Universitat Autònoma de Barcelona (Espanha)
UBC – Unidade de Biologia da Conservação do Departamento de Biologia da Universidade de Évora
UCL – University College London (Reino Unido)
UE – Universidade de Évora
UFH – Department of Zoology and Entomology, University of Fort Hare (África do Sul)
UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Brasil)
UK Royal Navy (Reino Unido)
UL – Universidade de Lisboa
UM – Universidade do Minho
Universidade de Huelva (Espanha)
Universidade do Algarve
Universidade Federal de Lavras (Brasil)
Universitat Autònoma de Barcelona (Espanha)
University College London (Reino Unido)
University of Fort Hare (África do Sul)
University of Idaho (EUA)

University of Potsdam (Alemanha)
University of Rhode Island (EUA)
University of Zagreb (Croácia)
UNIZAR – Departamento de Patologia Animal, Faculdade de Medicina Veterinária, Universidade de Zaragoza (Espanha)
UP – Universidade do Porto
UTAD – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
UVa – Departamento de Ciências Agroflorestais, E.T.S. Engenharia Agrícola, Universidade de Valladolid (Espanha)
Victor Bandeira – Serviços de Biologia, Unipessoal Lda.
Wilder.pt
Wildlife Conservation Society (EUA)
Wildlife Research Unit, Dipartimento di Agraria, Università degli Studi di Napoli Federico II (Itália)

Créditos fotográficos

Capa: *Mustela putorius* ©Dave Collins_iStock
Separadores: *Eulipotyphla* – *Erinaceus europaeus* ©André Oliveira;
Chiroptera – *Nyctalus leisleri* ©Jens Rydell;
Lagomorpha – *Oryctolagus cuniculus* © Marie-Lan Taÿ Pamart, Wikimedia Commons, CC BY-SA 4.0;
Rodentia – *Sciurus vulgaris* ©Jacinto Román;
Cetacea – *Delphinus delphis* ©André Moura;
Carnivora – *Canis lupus* ©Joaquim Pedro Ferreira;
Artiodactyla – *Cervus elaphus* ©Carlos Fonseca;
Espécies Não Avaliadas – *Arvicola scherman* ©Peter Trimming;
Espécies Ocasionais – *Globicephala macrorhynchus* ©Oriol Ponce Torres;
Espécies Não Indígenas – *Dama dama* ©Carlos Fonseca

Créditos fotográficos das Fichas de Espécies:

Ágatha Gil, Ana Cerveira, André Moura, André Oliveira, Bernard Dupont, Carlos Carrapato, Carlos Fonseca, Carmo Silva, DBioUAveiro, Diogo Oliveira, Evgeniy Yakhontov, Francisco Álvares, Guilherme Dias, Guilherme Estrela, Jacinto Román, JensRydell, Joana Paupério, Joana Torres, João Carvalho, João Ferreira, João Tiago Marques, João Vieira, Joaquim Pedro Ferreira, Joaquim Tapisso, Jorge Costa, Juan Iacruza, Lorenzo Quaglietta, Luis Afonso, Margarida Augusto, Marta Borges, Marton Berntsen, Massimiliano Rosso, Nuno Cidraes-Vieira, Oriol Ponce Torres, Paulo Barros, Paulo Cortez, Pedro Vitorino, Peter Trimming, Reno Sommerhalder, Ricardo Pita, Robert Edler, Sergio Mtz, Sofia Gabriel, Sophie von Merten, Soraia Barbosa, Victor Bandeira

Comunicação e divulgação

do Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental:

Lurdes Dias | Rewilders Lda

Identidade gráfica do projecto:

Cláudia Baeta

Design gráfico e paginação

do Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental:

Cláudia Baeta

Design e desenvolvimento do sítio do projecto

<https://livrovermelhodosmamiferos.pt/>

Hugo Gomes | Rewilders Lda

Revisão editorial dos textos do sítio do projecto

Rewilders Lda e Comissão Técnico-científica

Índice

| | | | |
|--|-----------|---|------------|
| Prefácio | 15 | 4. Fichas de caracterização | |
| 1. Introdução | 17 | Eulipotyphla | 69 |
| 2. Metodologia | 21 | Chiroptera | 89 |
| 2.1. Categorias e critérios | 21 | Lagomorpha | 141 |
| 2.2. Definições e conceitos | 31 | Rodentia | 147 |
| 2.3. Procedimentos | 35 | Cetacea | 173 |
| Âmbito de Avaliação | 35 | Carnivora | 207 |
| Novas espécies avaliadas com ocorrência em Portugal Continental | 36 | Artiodactyla | 237 |
| Critérios para a definição das categorias Não Avaliado (NE) e Não Aplicável (NA) | 37 | Espécies Não Avaliadas | 247 |
| 2.4. Método de avaliação | 39 | Espécies Ocasionais | 257 |
| Avaliação à escala regional | 41 | Espécies Não-indígenas | 293 |
| Fichas descritivas | 42 | 5. Síntese | 307 |
| 3. Análise dos resultados | 43 | 5.1 Lista de espécies | 307 |
| 3.1. Análise Global | 43 | 5.2 Informação por grupo taxonómico | 317 |
| 3.2. Análise por grupo taxonómico | 46 | Bibliografia | 325 |
| Insectívoros (Eulipotyphla) | 46 | Índice remissivo de espécies | 365 |
| Morcegos (Chiroptera) | 49 | Anexo . Lista taxonómica de referência | 369 |
| Lagomorfos (Lagomorpha) | 52 | | |
| Roedores (Rodentia) | 54 | | |
| Mamíferos marinhos (Cetacea & Carnivora) | 57 | | |
| Carnívoros terrestres (Carnivora) | 61 | | |
| Artiodáctilos (Artiodactyla) | 64 | | |

Prefácio

Por **Duarte Cordeiro, Ministro do Ambiente e da Ação Climática**

Os tempos de crise que vivemos estendem-se aos mais variados domínios em termos nacionais e internacionais. São da ordem económica e social, mas também do ponto de vista climático, ambiental e da biodiversidade. Esta, atingida pelas alterações climáticas, pela destruição dos ecossistemas através de atividades humanas ou pela exploração de recursos, enfrenta um risco cada vez mais acentuado de extinção de espécies selvagens. Dados da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) estimam que haverá mais de 41 mil espécies sob essa ameaça de extinção à escala global. No caso dos mamíferos, os números da UICN deixam bem explícita a gravidade da situação: havendo perto de seis mil espécies, cerca de 30 % estarão em risco de desaparecer.

O combate a esta realidade tem mobilizado a comunidade científica e responsáveis políticos de todo o Mundo no sentido da adoção de medidas de mitigação. Um rigoroso controlo das razões que estão na base destas ameaças, tendo por base decisões bem informadas sobre conservação, é determinante para que sejam colocadas sob proteção as espécies e os ecossistemas que enfrentam um grau de risco mais elevado. Foi com este intuito que a UICN criou, em 1964, a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas.

Portugal não escapa à intensa pressão e às ameaças que constituem um ataque constante à biodiversidade, à vida das espécies, ao equilíbrio dos ecossistemas. Data de 1990 a primeira iniciativa do género no país, conduzida por aquele que era, na altura, designado como Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, e então dirigida a diferentes espécies. Só em 2005 voltou a ser desenvolvido um outro Livro Vermelho, então o dos Vertebrados, numa missão a que se dedicaram centenas de profundos conhecedores sobre a temática.

Agora, 18 anos depois desse exemplo, tendo em conta as mudanças nos ecossistemas por ação de questões como a renaturalização, o abandono rural, as modificações na produção dos sistemas agrícolas, mas também planos de conservação, análises aprofundadas, monitorização e novos níveis de conhecimento, a publicação deste Livro Vermelho, que tem no epicentro da sua abordagem os mamíferos terrestres e marinhos da fauna continental, é um passo em direção ao planeamento de medidas de conservação. Mais: é um contributo para identificar cada espécie pelo respetivo risco de extinção e por dados concretos que possibilitem a minimização daquele.

Abordando, pela primeira vez em Portugal, apenas os mamíferos, este Livro Vermelho é um ambicioso projeto que pretende, por exemplo, congrega informação já disponível e acrescentar-lhe novos elementos que ficarão disponíveis numa base de dados; preparar uma avaliação do estatuto das espécies; avaliar as diferentes espécies de mamíferos e proceder a uma ampla divulgação pública.

Em função da análise realizada e das informações nele contidas, este Livro Vermelho representa um instrumento de trabalho determinante para agências governamentais, académicos, associações de defesa do ambiente, empresas em geral, estudantes e todos os que têm interesse em saber mais sobre a biodiversidade. Questões como os planos de ordenamento e a gestão de áreas protegidas, a investigação centrada em mamíferos, a avaliação de impactes ambientais ou o apoio aos decisores públicos serão favorecidas por esta publicação.

A disponibilidade de informação de qualidade é crucial para decisões políticas que nos levem pelos caminhos mais adequados. Este Livro Vermelho é um documento que nos encaminha para mais ações pela conservação da biodiversidade e dos mamíferos.

1. Introdução

A Biodiversidade está a atravessar uma profunda crise à escala global causada pela pressão crescente das atividades humanas, nomeadamente através da destruição generalizada dos ecossistemas, exploração insustentável de recursos naturais, poluição e alteração do clima, agravando enormemente o risco de extinção das espécies selvagens. A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) considera que mais de 41 mil espécies estão em perigo de extinção global, um número certamente muito abaixo da realidade, pois a situação da grande maioria das espécies de muitos grupos taxonómicos está ainda por avaliar. No caso dos mamíferos, dos quais existem cerca de 6000 espécies em todo o mundo, a UICN estima que cerca de 30 % esteja atualmente em risco de extinção.

Embora a sociedade só recentemente se tenha apercebido da situação gravíssima em que muitas espécies se encontram, a crise da Biodiversidade é há muito reconhecida pelos cientistas e conservacionistas, que há mais de um século procuram identificar e implementar medidas para a mitigar. É por demais evidente que esta dramática perda só poderá ser minimizada com medidas de conservação substanciais que controlem as suas causas, baseadas no melhor conhecimento científico e dirigidas aos ecossistemas e espécies mais ameaçados. Assim, para direcionar os esforços de conservação é essencial identificar quais as espécies em maior risco de extinção, um processo difícil em que a UICN se envolve há cerca de seis décadas, tendo lançado em 1964 a sua “Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas”.

Em Portugal, a Biodiversidade também está sob grande pressão, sendo urgente implementar medidas de conservação que consigam diminuir os riscos da perda de espécies. O objetivo central do processo que culminou com a publicação deste Livro Vermelho, dedicado aos mamíferos terrestres e marinhos da fauna de Portugal Continental, foi contribuir para a planificação dessas medidas, através da identificação do risco de extinção de cada espécie e da disponibilização de informação de base para o minimizar.

O que é um Livro Vermelho de espécies ameaçadas?

O objetivo da elaboração de um Livro Vermelho é avaliar o risco de extinção, à escala global, do maior número possível de espécies de animais, fungos e plantas. Contudo, este processo, desenvolvido por equipas de especialistas nos diferentes grupos taxonómicos, seguindo instruções emanadas pela UICN, tem objetivos bem mais alargados. De facto, para além da avaliação do risco de extinção, o Livro identifica as principais ameaças que afetam cada espécie,

sugere medidas de conservação e disponibiliza uma síntese do que se conhece sobre a biologia da espécie com relevância para o planeamento da sua conservação, como a distribuição geográfica, tendência populacional, ecologia e habitats. Os Livros Vermelhos constituem assim um instrumento central na conservação da Biodiversidade.

Dado que um Livro Vermelho da UICN tem como objetivo abordar o risco de extinção de cada espécie à escala global, esta avaliação nem sempre é suficiente para tomar decisões de conservação a escalas geográficas mais reduzidas, como à escala regional ou nacional. De facto, uma espécie pode não estar globalmente ameaçada, por ter populações estáveis em parte da sua área de distribuição, mas estar em risco de extinção em certos continentes, regiões ou países. Por outro lado, tanto as ameaças à sobrevivência de uma espécie como as medidas adequadas para a sua conservação também variam geograficamente. Tornou-se assim imperioso fazerem-se avaliações focadas em regiões geográficas específicas e muitos países lançaram processos de elaboração de Listas e Livros Vermelhos dedicados ao seu território ou a parte dele, como é o caso de Portugal.

Os Livros Vermelhos em Portugal

Perante o reconhecimento da importância da Biodiversidade em Portugal e das ameaças a que a mesma está exposta, tornou-se prioritária a necessidade de se aprofundar a avaliação do risco de extinção das espécies do nosso país. Foi assim que, em 1990, o então Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza congregou os esforços de especialistas da academia e de outras instituições públicas para avaliar o risco de extinção das espécies de vários grupos taxonómicos em Portugal. Resultou desse esforço o primeiro Livro Vermelho a nível nacional, incluindo uma avaliação do risco de extinção dos mamíferos da nossa fauna (SNPRCN 1990). Mais tarde, foi realizada uma nova avaliação da situação dos mamíferos, cujos resultados foram publicados em 2005 no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.* 2005). A preparação deste Livro foi uma tarefa ciclópica, que envolveu centenas de especialistas e tirou bom partido dos desenvolvimentos de novos métodos de avaliação de risco de extinção entretanto publicados pela UICN.

Decorreram, entretanto, quase duas décadas desde a publicação do último Livro Vermelho que abordava os mamíferos, durante os quais a situação em Portugal Continental se alterou profundamente. Por um lado, os ecossistemas do território português sofreram alterações substanciais, devido a fatores como o abandono rural, renaturalização, e alterações dos modos de produção nos sistemas agrícolas. Por outro, foram realizados projetos de conservação que, em vários casos, conseguiram melhorar substancialmente a situação das espécies alvo. Por último, o conhecimento sobre a nossa fauna de mamíferos foi consolidado, principalmente através de numerosos estudos, inventários e programas de monitorização. Pelo exposto, uma nova avaliação da categoria de ameaça das espécies de mamíferos em Portugal Continental é um imperativo de conservação, que a presente publicação pretende assegurar.

O Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental

A publicação deste Livro Vermelho, o primeiro inteiramente dedicado aos mamíferos, teve a ambição de ir bastante além do seu objetivo central – avaliar o risco de extinção das espécies de Portugal Continental. Entre os objetivos suplementares deste projeto incluem-se:

- (i) compilar toda a informação existente sobre a ocorrência de mamíferos no território nacional, como dados museológicos, resultados de censos e programas de monitorização, trabalhos científicos, dados sobre a atividade cinegética e relatórios;
- (ii) obter nova informação no terreno para enriquecer a existente, através da realização de inventários focados especialmente na Rede Nacional de Áreas Protegidas e na Rede Natura 2000. Esta componente crítica do projeto beneficiou de numerosas técnicas de inventariação de mamíferos como, por exemplo, armadilhagem fotográfica, captura com redes e armadilhas, inventariação acústica e observações realizadas por cidadãos. A identificação de muitos dos animais capturados foi confirmada com técnicas moleculares, que permitiram esclarecer dúvidas sobre a identidade de espécies difíceis de distinguir;
- (iii) consolidar toda a informação sobre ocorrência de espécies numa base de dados;
- (iv) estimar os parâmetros necessários para realizar uma avaliação da categoria de ameaça das espécies, incluindo a sua extensão de ocorrência, área de ocupação e parâmetros populacionais;
- (v) contribuir para a avaliação do estado de conservação das espécies de mamíferos abrangidas pela Diretiva Habitats;
- (vi) contribuir para a divulgação, junto do público em geral, da fauna de mamíferos e dos seus problemas de conservação em Portugal, através de iniciativas nos media, da publicação deste Livro e da criação de uma página na internet.

Com base em toda a informação recolhida, e graças à colaboração de uma enorme equipa de especialistas em mamíferos, foi possível atribuir à maioria das espécies uma das categorias de ameaça com base nos critérios e procedimentos indicados pela UICN, descritos no capítulo dedicado aos métodos.

Como será utilizado este Livro Vermelho?

O trabalho agora realizado permitiu atribuir uma categoria de ameaça a 82 das 108 espécies de mamíferos através da atribuição de uma categoria da UICN.. Estas categorias, conjuntamente com toda a informação compilada sobre cada uma das espécies, tornam este Livro uma ferramenta importantíssima para o trabalho futuro de agências governamentais, instituições académicas, associações de defesa do ambiente, empresas de natureza diversa, estudantes e cidadãos interessados no património natural. Será um livro de consulta obrigatória para,

por exemplo, elaborar planos de ordenamento e gestão de áreas protegidas, planejar projetos de investigação sobre mamíferos, estabelecer medidas agro-ambientais, avaliar impactos ambientais, programar projetos de conservação de ecossistemas e espécies, e apoiar decisores públicos em processos de tomada de decisão.

Apesar da qualidade do trabalho produzido, é importante que os utilizadores do Livro Vermelho estejam conscientes das suas incontornáveis limitações. As mais importantes são as que resultam da escassez do conhecimento sobre a distribuição e ecologia de muitos mamíferos da fauna que ocorre em território nacional. Apesar dos progressos dos últimos anos, os recursos disponíveis para o estudo da biodiversidade em geral, e dos mamíferos em particular, têm ficado aquém das necessidades, com consequências importantes na obtenção de informação atualizada. Esta escassez de informação determinou que, para algumas espécies, tivessem de ser atribuídas as categorias de Não Avaliado (NE) ou de Informação Insuficiente (DD). No entanto, as espécies com estas categorias não devem ser relegadas para segundo plano nas prioridades de conservação, uma vez que podem estar ameaçadas embora não seja possível avaliar o seu risco de extinção, frequentemente porque a sua raridade dificulta a obtenção de informação fidedigna. É urgente colmatar a falta de informação disponível sobre estas espécies, para que o seu risco de extinção possa ser devidamente avaliado. É também necessário intensificar o estudo da nossa fauna de mamíferos em geral, para que a próxima revisão dos seus estatutos seja feita com uma base de conhecimento mais robusta.

Finalmente, é importante ter em conta que um Livro Vermelho avalia o risco de extinção das espécies, mas não define prioridades de conservação. A avaliação do risco de extinção tem apenas em conta variáveis biológicas e ecológicas e exprime a probabilidade de uma espécie se extinguir num determinado período. As prioridades de conservação a nível nacional têm em conta não só o risco de extinção, mas também fatores de natureza política, económica, social, cultural e logística, assim como o risco de extinção à escala global. No entanto, é indiscutível que o risco de extinção das espécies deve assumir um papel absolutamente central em todos os processos de tomada de decisão que possam de algum modo influenciar, positiva ou negativamente, as espécies de mamíferos selvagens. Este desígnio materializa-se na publicação deste livro como um importante contributo catalisador de decisões políticas bem informadas, favoráveis à conservação da Biodiversidade em geral e dos mamíferos em particular.

2. Metodologia

2.1. Categorias e critérios

Neste Livro Vermelho foi utilizado o sistema de classificação da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (IUCN 2001, 2012, 2022) tendo sido consideradas, com exceção das duas primeiras por não se aplicarem na avaliação a nível nacional, as seguintes categorias:

Extinto (EX) – EXTINCT

Um *taxon* considera-se Extinto (EX) quando não restam quaisquer dúvidas de que o último indivíduo morreu. Um *taxon* está presumivelmente Extinto quando falharam todas as tentativas exaustivas para encontrar um indivíduo em habitats conhecidos e potenciais, em períodos apropriados (diurno, sazonal, anual), realizadas em toda a sua área de distribuição histórica. As prospeções devem ser feitas durante um período adequado ao ciclo de vida e forma biológica do *taxon* em questão.

Extinto na Natureza (EW) – EXTINCT IN THE WILD

Um *taxon* considera-se Extinto na Natureza (EW) quando é dado como sobrevivendo apenas em cultivo, cativeiro ou como uma população (ou populações) naturalizada fora da sua anterior área de distribuição. Um *taxon* está presumivelmente Extinto na Natureza quando falharam todas as tentativas exaustivas para encontrar um indivíduo em habitats conhecidos e potenciais, em períodos apropriados (diurno, sazonal, anual), realizadas em toda a sua área de distribuição histórica. As prospeções devem ser feitas durante um período adequado ao ciclo de vida e forma biológica do *taxon* em questão.

Regionalmente extinto (RE) – REGIONALLY EXTINCT

Referente aos *taxa* que desapareceram da região em causa, neste caso de Portugal Continental, há menos de 500 anos. Mesmo que os *taxa* sejam, atualmente, de ocorrência ocasional ou esporádica na região, a sua categoria manter-se-á RE assumindo que se reproduziam na região, a sua extinção foi documentada, e não existe reprodução comprovada na natureza desde então.

Criticamente em Perigo (CR) – CRITICALLY ENDANGERED

Um *taxon* considera-se Criticamente em Perigo (CR) quando as melhores evidências disponíveis indicam que se cumpre qualquer um dos critérios A a E (ver em baixo) para Criticamente em Perigo, pelo que se considera como enfrentando um risco de extinção na natureza extremamente elevado.

Em Perigo (EN) – ENDANGERED

Um *taxon* considera-se Em Perigo (EN) quando as melhores evidências disponíveis indicam que se cumpre qualquer um dos critérios A a E (ver em baixo) para Em Perigo, pelo que se considera como enfrentando um risco de extinção na natureza muito elevado.

Vulnerável (VU) – VULNERABLE

Um *taxon* considera-se Vulnerável (VU) quando as melhores evidências disponíveis indicam que se cumpre qualquer um dos critérios A a E (ver em baixo) para Vulnerável, pelo que se considera como enfrentando um risco de extinção na natureza elevado.

Quase Ameaçado (NT) – NEAR THREATENED

Um *taxon* considera-se Quase Ameaçado (NT) quando, tendo sido avaliado pelos critérios descritos abaixo, não se qualifica atualmente como CR, EN ou VU sendo, no entanto, provável que lhe venha a ser atribuída uma categoria de ameaça num futuro próximo.

Pouco Preocupante (LC) – LEAST CONCERN

Um *taxon* considera-se Pouco Preocupante (LC) quando foi avaliado pelos critérios e não se qualifica com nenhuma das categorias CR, EN, VU ou NT. *Taxa* de distribuição ampla e abundantes são muitas vezes incluídos nesta categoria.

Informação Insuficiente (DD) – DATA DEFICIENT

Um *taxon* considera-se com Informação Insuficiente (DD) quando não há informação adequada para fazer uma avaliação direta ou indireta do seu risco de extinção, com base nos critérios descritos em baixo. Um *taxon* nesta categoria pode até estar muito estudado e a sua biologia ser bem conhecida, mas faltarem dados adequados sobre a sua distribuição e/ou tendências populacionais. Não constitui por isso uma categoria de ameaça. Classificar um *taxon* nesta categoria indica que é necessária mais informação e que se reconhece que investigação futura pode mostrar que uma classificação de ameaça deve ser considerada. A atribuição desta categoria deve ser assim interpretada como necessidade prioritária de desenvolver investigação e monitorização com vista a colmatar a falta de dados, sendo que os avaliadores recorreram ao máximo de informação disponível (podendo usar informação com diferentes graus de incerteza) de modo a optarem por esta categoria como última alternativa.

Não Avaliado (NE) – NOT EVALUATED

Um *taxon* considera-se Não Avaliado (NE) quando não foi avaliado pelos critérios descritos abaixo, podendo mais tarde vir a existir informação suficiente ou esclarecimento de forma a ser avaliado.

Não Aplicável (NA) – NOT APPLICABLE

Nesta categoria incluem-se os *taxa* que não reúnem as condições consideradas necessárias para serem alvo de uma avaliação à escala regional. São definidos critérios para a utilização desta categoria que incluem, por exemplo, as espécies não-indígenas e as de ocorrência ocasional (NA).

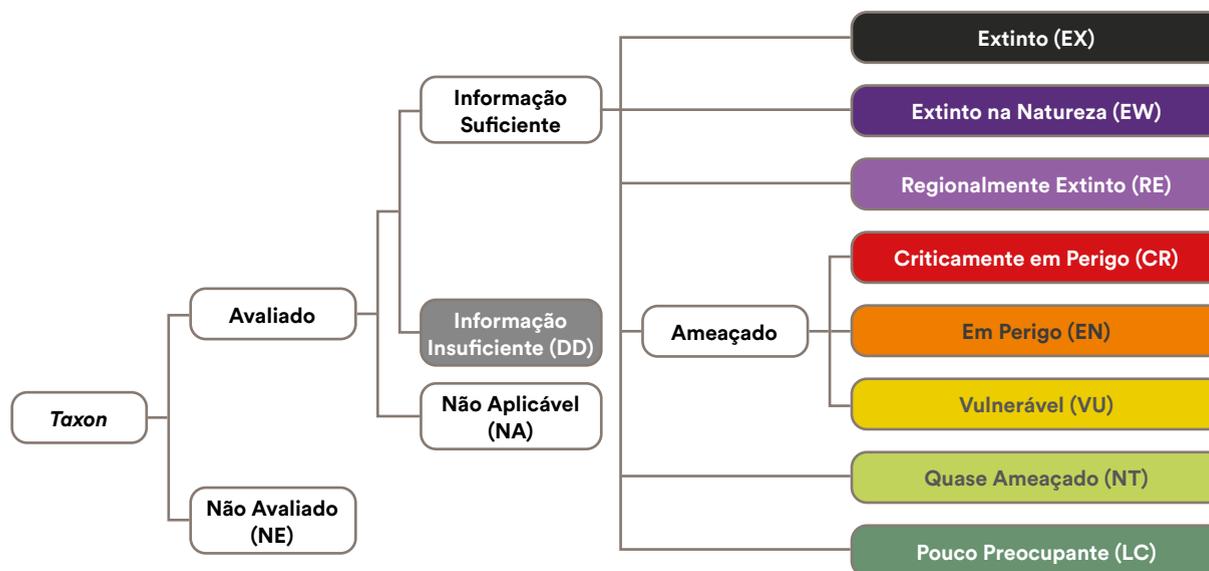


Figura 2.1. Estrutura das categorias da UICN a nível regional

O presente sistema da avaliação é suportado por cinco critérios quantitativos que são usados para determinar se um *taxon* está ameaçado ou não, e estando, a que categoria de ameaça está associado (CR, EN, VU).

Os **cinco critérios base** para a atribuição de uma categoria de ameaça são definidos, resumidamente, da seguinte forma:

A. Redução da população (no passado, presente e/ou futuro)

Este critério diz respeito a *taxa* cujas populações sofreram um declínio significativo num passado recente, são alvo de um declínio significativo no presente ou prevê-se que sofram um declínio significativo num futuro próximo.

B. Dimensão da distribuição geográfica e fragmentação, poucas localizações, declínio ou flutuações

Este critério identifica os *taxa* com uma distribuição restrita, severamente fragmentada, com declínio continuado e/ou que são alvo de flutuações extremas.

C. Efetivo populacional reduzido e em declínio, número de indivíduos por subpopulação, flutuações ou número de subpopulações reduzido

Este critério diz respeito aos *taxa* com pequenas populações que são alvo de declínio no presente ou podem vir a sofrer um declínio num futuro próximo.

D. População muito pequena ou distribuição muito restrita

Este critério identifica *taxa* que apresentam populações muito pequenas e uma área de ocupação ou número de localizações muito restritos, o que as torna particularmente suscetíveis a uma ameaça plausível.

E. Análise quantitativa do risco de extinção (Análise de Viabilidade Populacional)

Este critério é usado para os *taxa* que foram alvo de uma análise quantitativa para determinar a sua probabilidade de extinção num determinado período.

Para classificar um *taxon* numa dada categoria de ameaça basta que um destes critérios seja atingido. No entanto o *taxon* deve ser avaliado pelo maior número de critérios que os dados disponíveis permitem. No final, apenas o critério da categoria de ameaça mais elevada deve ser listado. Por exemplo, se um *taxon* cumpre os critérios A, B e C, ou seja, compatível com as categorias CR, EN e VU, respetivamente, apenas o critério A deve ser listado. No entanto, na ficha descritiva, os avaliadores documentam a aplicação de outros critérios que contribuíram para a avaliação, sempre que relevante para o melhor enquadramento possível da categoria de ameaça.

A maior parte dos critérios incluem subcritérios que são usados para justificar mais especificamente a atribuição de uma dada categoria de ameaça. Por exemplo, um *taxon* pode ser avaliado como Vulnerável (VU) quando a sua população é inferior a 10 000 indivíduos maturos (critério C), a população está a sofrer um declínio continuado e todos os indivíduos maturos estão presentes numa única subpopulação (Critério C2, subcritério a, alinea ii) (IUCN 2022).

A relação entre as categorias e os critérios é apresentada no quadro 2.1.

Quadro 2.1. Categorias e Critérios da UICN

| | Criticamente em Perigo (CR) | Em Perigo (EN) | Vulnerável (VU) |
|---|-----------------------------|----------------|-----------------|
| A Redução do tamanho da população baseada em qualquer uma das seguintes avaliações: | | | |
| A1 Redução observada, estimada, inferida ou suspeitada do tamanho da população maior ou igual a x % durante os últimos 10 anos ou 3 gerações, consoante o mais longo, quando as causas da redução sejam claramente reversíveis E compreendidas E tenham cessado baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): a. observação direta b. índice de abundância apropriado para o <i>taxon</i> c. declínio na área de ocupação (AO), extensão de ocorrência (EO) e/ou qualidade do habitat d. níveis de exploração atuais ou potenciais e. efeitos de <i>taxa</i> introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas. | ≥ 90 % | ≥ 70 % | ≥ 50 % |
| A2 Redução observada, estimada, inferida ou suspeitada do tamanho da população maior ou igual a x % durante os últimos 10 anos ou 3 gerações, consoante o mais longo, quando a redução ou as suas causas possam não ter cessado OU não ser compreendidas OU não ser reversíveis baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): a. observação direta b. índice de abundância apropriado para o <i>taxon</i> c. declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat d. níveis de exploração atuais ou potenciais e. efeitos de <i>taxa</i> introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas. | ≥ 80 % | ≥ 50 % | ≥ 30 % |
| A3 Redução projetada, inferida ou suspeitada do tamanho da população maior ou igual a x % durante os próximos 10 anos ou 3 gerações, consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar): a. índice de abundância apropriado para o <i>taxon</i> b. declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat c. níveis de exploração atuais ou potenciais d. efeitos de <i>taxa</i> introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas. | ≥ 80 % | ≥ 50 % | ≥ 30 % |

| | Criticamente em Perigo (CR) | Em Perigo (EN) | Vulnerável (VU) |
|---|-----------------------------|-------------------------|--------------------------|
| <p>A4 Redução observada, estimada, inferida, projetada ou suspeitada do tamanho da população maior ou igual a x % durante qualquer período de 10 anos ou 3 gerações, consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), em que o período de tempo tem de incluir tanto o passado como o futuro e quando a redução ou as suas causas possam não ter cessado OU não ser compreendidas OU não ser reversíveis baseada em qualquer uma das seguintes avaliações (especificar):</p> <ul style="list-style-type: none"> a. observação direta b. índice de abundância apropriado para o <i>taxon</i> c. declínio na área de ocupação, extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat d. níveis de exploração atuais ou potenciais e. efeitos de <i>taxa</i> introduzidos, hibridação, agentes patogénicos, poluentes, competidores ou parasitas. | ≥ 80 % | ≥ 50 % | ≥30 % |
| <p>B Distribuição geográfica sob a forma B1 (extensão de ocorrência) OU B2 (área de ocupação) OU ambas:</p> | | | |
| <p>B1 Extensão de ocorrência estimada em menos de x km² E estimativas indicando pelo menos duas das situações de a) a c) (especificar):</p> | < 100 km ² | < 5 000 km ² | < 20 000 km ² |
| <p>a. fragmentação severa ou número de localizações</p> | apenas 1 localização | ≤ 5 localizações | ≤ 10 localizações |
| <p>b. declínio continuado observado, estimado, inferido, ou projetado, em qualquer uma das seguintes situações:</p> <ul style="list-style-type: none"> i. extensão de ocorrência ii. área de ocupação iii. área, extensão e/ou qualidade do habitat iv. número de localizações ou de subpopulações v. número de indivíduos maduros | | | |
| <p>c. flutuações acentuadas em qualquer uma das seguintes situações:</p> <ul style="list-style-type: none"> i. extensão de ocorrência ii. área de ocupação iii. número de localizações ou de subpopulações iv. número de indivíduos maduros | | | |

| | Criticamente em Perigo (CR) | Em Perigo (EN) | Vulnerável (VU) |
|---|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| B2 Área de ocupação estimada em menos de x km² E estimativas indicando pelo menos duas das situações de a) a c) (especificar): | < 10 km ² | < 500 km ² | < 2 000 km ² |
| a. fragmentação severa ou número de localizações | apenas 1 localização | ≤ 5 localizações | ≤ 10 localizações |
| b. declínio continuado observado, estimado, inferido, ou projetado , em qualquer uma das seguintes situações: i. extensão de ocorrência ii. área de ocupação iii. área, extensão e/ou qualidade do habitat iv. número de localizações ou de subpopulações v. número de indivíduos maduros | | | |
| c. flutuações acentuadas em qualquer uma das seguintes situações: i. extensão de ocorrência ii. área de ocupação iii. número de localizações ou de subpopulações iv. número de indivíduos maduros | | | |
| C Tamanho estimado da população menor do que x indivíduos maduros e ainda qualquer uma das situações C1 ou C2: | < 250 | < 2 500 | < 10 000 |
| C1 Declínio continuado observado, estimado ou projetado em pelo menos x % durante x anos ou x gerações , consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), OU | ≥ 25 % 3 anos ou 1 geração | ≥ 20 % 5 anos ou 2 gerações | ≥ 10 % 10 anos ou 3 gerações |
| C2 Declínio continuado observado, estimado, projetado ou inferido , em número de indivíduos maduros E pelo menos uma das situações de a) a b) (especificar): a. estrutura da população sob uma das seguintes formas: i. não existem estimativas com mais de x indivíduos maduros por subpopulação ii. pelo menos x % dos indivíduos maduros está numa subpopulação b. flutuações acentuadas no número de indivíduos maduros | ≤ 50 ≥ 90 % | ≤ 250 ≥ 95 % | ≤ 1 000 100 % |

| | | Criticamente em Perigo (CR) | Em Perigo (EN) | Vulnerável (VU) |
|----------|--|----------------------------------|----------------------------------|--|
| D | População muito pequena ou restrita sob a forma de uma das seguintes situações: | | | |
| D1 | Tamanho estimado da população menor do que x indivíduos maduros | < 50 | < 250 | D1. < 1 000 |
| D2 | População com área de ocupação ou número de localizações muito restritos, de tal forma que está vulnerável aos efeitos das atividades humanas ou a acontecimentos estocásticos a curto prazo num futuro incerto, e é, portanto, capaz de passar a Criticamente Em Perigo ou mesmo Extinta a curto prazo. | (não se aplica) | (não se aplica) | geralmente < 20 km ² ou geralmente ≤ 5 localizações |
| E | Análise quantitativa que demonstra que a probabilidade de extinção na natureza é pelo menos de x % durante x anos ou x gerações, consoante o mais longo (até um máximo de 100 anos). | 50 % 10 anos ou 3 gerações | 20 % 20 anos ou 5 gerações | 10 % 100 anos |

Por outro lado, este sistema de classificação permite que sejam contemplados vários graus de incerteza dos dados, através da atribuição de qualificativos que conferem uma maior ou menor fiabilidade aos mesmos. A informação assim classificada contribui diretamente para a atribuição das categorias.

São usados na avaliação os seguintes qualificativos dos dados (IUCN 2022):

OBSERVADO – quando os dados são diretamente baseados em observações bem documentadas de todos os indivíduos observados da população. São exemplos:

- tamanho da população baseado num censo de todos os indivíduos maduros do *taxon*;
- redução da população baseada num censo de todos os indivíduos maduros, realizado há três gerações (ou 10 anos) e num censo atual de todos os indivíduos maduros conhecidos;
- declínio continuado da área, extensão ou qualidade do habitat baseado numa avaliação de todo o habitat conhecido, ou por fotografia aérea relativa a toda a área de habitat conhecida;
- declínio continuado do número de indivíduos maduros baseado em múltiplos censos de todos os indivíduos maduros conhecidos.

ESTIMADO – quando os dados são baseados em cálculos que podem incluir pressupostos estatísticos acerca da amostragem, ou pressupostos biológicos acerca da relação entre uma variável observada (p. ex. um índice de abundância) e a variável em causa (p. ex. número de indivíduos maduros).

Pode ainda envolver uma interpolação no tempo para se calcular a variável em causa num dado intervalo de tempo. Por exemplo calcular uma redução da população num intervalo de 10 anos com base em observações ou estimativas do tamanho da população de há 5 ou 15 anos.

PROJETADO – o mesmo que Estimado mas a variável em causa é extrapolada para o futuro. As variáveis projetadas requerem uma discussão do método de extrapolação (i.e. uma justificação dos pressupostos estatísticos ou do modelo populacional utilizado), assim como uma extrapolação das ameaças reais ou potenciais para o futuro, incluindo a sua intensidade e velocidade de alteração.

INFERIDO – quando os dados são baseados em evidência indireta, em variáveis que são indiretamente relacionadas com a variável em causa, mas com o mesmo tipo de unidades (p. ex. nº de indivíduos ou área ou nº de populações). São exemplos:

- redução da população (A2d) inferida a partir de uma estatística de captura;
- declínio continuado do nº de indivíduos maduros (C2) inferidos a partir de estimativas de comércio dos mesmos;
- declínio continuado da área de ocupação (B1b(ii,iii), B2b(ii,iii)) inferido a partir de perda de habitat.

Os valores Inferidos baseiam-se num maior número de pressupostos do que os valores Estimados. Por exemplo, inferir a redução a partir de estimativas de captura requer não só o cumprimento de pressupostos estatísticos (amostragem ao acaso) e biológicos (fração da população “explorada” em relação ao total da população), mas também pressupostos acerca do esforço de captura, eficiência e distribuição espacial e temporal da fração “Explorada” em comparação com o total da população.

Inferir pode também significar extrapolar uma fração estimada ou observada de subpopulações conhecidas para calcular a mesma fração noutras subpopulações. Esta inferência depende da dimensão, ameaças e tendências da população conhecida em relação à população total.

SUSPEITADO – quando os dados são baseados em evidências circunstanciais ou em variáveis com diferentes tipos de unidades, como por exemplo, redução da população baseada em perda de qualidade de habitat (A2c) ou na incidência de uma doença (A2e).

Por exemplo, uma evidência de perda de qualidade de habitat pode ser usada para inferir que existe um declínio continuado qualitativo da área de ocupação enquanto uma evidência da “quantidade” de perda de habitat pode ser usada para suspeitar uma redução da população com uma determinada velocidade.

Em geral uma redução “Suspeitada” da população pode basear-se em qualquer fator relacionado com a abundância ou distribuição incluindo os efeitos de (ou dependência de) outros *taxa*,

desde que a relevância destes fatores possa ser devidamente fundamentada. Se o qualificativo utilizado para determinado(s) parâmetro(s) for de menor qualidade face aos mínimos estipulados (qualificativo mínimo) o critério não se aplica, mesmo que sejam atingidos os valores numéricos correspondentes ao mesmo.

De realçar, contudo, que se por um lado se considera importante a utilização de informação com diferentes graus de incerteza, há que ter presente que os dados menos fiáveis são insuficientes para a aplicação de alguns critérios. Por exemplo, o critério A permite inferir ou suspeitar uma redução populacional, enquanto o critério C1 apenas permite considerar declínios estimados. A possibilidade de integrar a incerteza dos dados assume assim particular relevância no processo de classificação.

Os qualificativos mínimos para a aplicação dos critérios A a E estão indicados no Quadro 2.2.

Quadro 2.2. Qualificativos mínimos para a aplicação dos critérios A a E

| Critérios | Qualificativo |
|--|---------------|
| A - Redução da população | suspeitada |
| B - Área de ocupação (AAO) | estimada |
| B - Extensão de ocorrência | estimada |
| B1b, B2b - Declínio continuado da área de ocupação ou da extensão de ocorrência; área, tamanho e /ou qualidade do habitat; número de localizações ou subpopulações; número de indivíduos maduros | inferido |
| C, D - Número de indivíduos maduros | estimado |
| C1 - Declínio continuado estimado | estimado |
| C2 - Declínio continuado do número de indivíduos maduros | inferido |
| C2a(i) - Tamanho da maior subpopulação | estimado |
| E - Probabilidade de extinção | estimada |

Uma vez que as categorias da UICN foram definidas para avaliações de *taxa* à escala global torna-se necessário complementar o exercício realizado à escala regional e/ou nacional com um segundo passo de avaliação. Para este efeito, foi definida uma metodologia específica que se baseia num processo em duas fases:

- 1ª fase: procede-se a uma classificação utilizando os critérios elaborados para a escala global, embora considerando a informação (número de indivíduos, redução, declínio, flutuações) respeitante à população regional em causa (neste caso, de Portugal Continental)
- 2ª fase: é avaliada a influência das populações conspécificas exteriores à região no risco de extinção da população regional e corrigem-se, caso necessário, as classificações obtidas na primeira fase com base num procedimento pré-definido.

Na segunda fase da avaliação procede-se, sempre que aplicável, a um ajuste de categoria, através de um processo de adaptação da categoria à escala regional e/ou nacional, conforme se esteja perante uma redução ou aumento do risco de extinção. “Descida”, diz respeito a uma redução do risco de extinção; “Subida”, a um aumento do mesmo risco.

2.2. Definições e conceitos

A aplicação das categorias e critérios da UICN tem subjacente a definição de uma série de conceitos específicos com vista a harmonizar a fundamentação da sua utilização e nos quais todo o exercício de avaliação se baseia.

No quadro 2.3 são apresentados, de forma resumida, os principais conceitos diretamente relacionados com as categorias. A aplicação destes conceitos no processo de avaliação, incluindo os métodos de cálculo mais apropriados, encontram-se desenvolvidos em IUCN (2022).

Quadro 2.3. Conceitos relacionados com as categorias da UICN

População e tamanho da população (critérios A, C e D)

Número total de indivíduos do mesmo *taxon*. Por razões funcionais, essencialmente devidas às diferentes formas de vida, o tamanho da população é avaliado apenas pelo número de indivíduos maduros. No caso de espécies obrigatoriamente dependentes de outros *taxa* para a totalidade ou parte do seu ciclo de vida, devem ser utilizados valores biologicamente apropriados para o *taxon* hospedeiro.

Esta definição significa que o termo População diz respeito a todos os indivíduos do *taxon*, maduros e noutros estados de vida, presentes na área de distribuição. O Tamanho da População diz respeito aos indivíduos maduros presentes em todas as áreas onde ocorrem, mesmo que presentes em subpopulações.

Subpopulações (critérios B e C)

Grupos da população, distintos geograficamente ou de outra forma, entre os quais há um número reduzido de trocas demográficas ou genéticas (geralmente um migrante ou gâmeta bem-sucedido por ano, ou ainda menos frequente).

O significado de subpopulações assume particular importância pelo risco adicional que algumas espécies enfrentam por estarem subdivididas em muitas frações pequenas ou estarem concentradas numa única.

Indivíduos maduros (critérios A, B, C e D)

Número de indivíduos conhecido, estimado ou inferido capaz de se reproduzir. No seu cálculo devem ser consideradas as seguintes condições:

- não devem ser contados os indivíduos maduros que nunca irão produzir novos recrutas (i.e. as densidades são demasiado reduzidas para ocorrer fertilização);
- no caso de populações com desvios na proporção entre sexos (adultos ou reprodutores) é apropriado utilizar estimativas mais reduzidas para o número dos indivíduos maduros;
- quando o tamanho da população flutua, deve utilizar-se uma estimativa inferior ao valor médio;
- no caso de taxa que naturalmente perdem todos ou uma parte dos indivíduos maduros numa fase qualquer do seu ciclo de vida, as estimativas devem ser feitas no momento apropriado, quando os indivíduos maduros estão prontos para a reprodução;
- antes de serem contabilizados como indivíduos maduros, os indivíduos reintroduzidos têm de ter produzido descendentes viáveis e ter passado um período de cinco anos desde a reintrodução.

Esta lista de aspetos não é exaustiva e não deve condicionar os avaliadores a determinarem o número de indivíduos maduros, sendo que o termo Reprodução deve ser entendido, neste contexto, como produção de descendência viável.

Geração (critérios A, C1 e E)

Idade média dos progenitores da coorte atual (i.e., dos indivíduos acabados de nascer). A duração do tempo geracional reflete a taxa de renovação dos indivíduos reprodutores numa dada população (<https://www.iucnredlist.org/resources/generation-length-calculator>). A duração do tempo geracional é maior do que a idade da primeira reprodução e menor do que a idade do indivíduo reprodutor mais velho, exceto em taxa que apenas se reproduzem uma vez. Quando a duração do tempo geracional de uma população sob ameaça se altera, deve ser usada a duração do tempo geracional natural, isto é, a anterior à perturbação.

Poderá ser igualmente apropriado extrapolar a informação sobre tempo geracional de outras espécies próximas, bem conhecidas, e aplicar em espécies menos conhecidas mas potencialmente ameaçadas.

Redução (critério A)

Processo de diminuição do número de indivíduos maduros de pelo menos uma quantidade (%) estabelecida pelo critério, durante o período (em anos) especificado, embora esse declínio não tenha de ser contínuo. Uma redução não deve ser interpretada como parte de uma flutuação, a não ser que haja evidências para isso. A fase decrescente de uma flutuação não será normalmente considerada como uma redução.

Declínio continuado (critérios B e C)

Fenómeno de declínio recente, em curso ou previsto (que pode ser suave, irregular ou esporádico) e que é presumível que continue a verificar-se a não ser que se tomem medidas de recuperação. As flutuações não devem ser consideradas como declínios continuados, e um declínio observado não deve ser interpretado como uma flutuação, a não ser que haja evidências para tal.

Flutuação acentuada (critérios B e C2)

Fenómeno de variação extrema, rápida e frequente, tipicamente com uma variação superior a uma ordem de magnitude (i.e. um aumento ou decréscimo de dez vezes) do tamanho da população ou da área de distribuição.

Fragmentação severa (critério B)

Situação em que a maior parte dos indivíduos se encontram em subpopulações pequenas e relativamente isoladas (em algumas circunstâncias esta situação pode ser inferida a partir da informação sobre o habitat). Estas pequenas subpopulações podem extinguir-se e ter uma reduzida probabilidade de recolonização. Um *taxon* pode ser considerado severamente fragmentado se a maior parte (>50 %) de sua área de ocupação total estiver em parcelas de habitat que sejam (1) menores do que seria necessário para sustentar uma população viável e (2) separadas de outras parcelas de habitat por uma grande distância em relação à capacidade de dispersão da espécie

Extensão da ocorrência (critérios A e B)

Área contida dentro do limite imaginário contínuo mais pequeno que possa ser traçado, para englobar todos os sítios conhecidos, inferidos ou projetados da presença atual de um *taxon*, excluindo aquela que é ocupada apenas por “ocasionais”. Pode excluir descontinuidades ou disjunções no interior das áreas globais de distribuição dos *taxa* (i.e. grandes áreas de habitat claramente desadequado). A extensão de ocorrência pode muitas vezes ser medida pelo mínimo polígono convexo (o menor polígono no qual não há ângulos internos que excedam os 180° e que contém todos os sítios de ocorrência conhecidos).

Área de ocupação (critérios A, B e D)

Representa a área de habitat adequado ocupada pelo *taxon* no presente, sendo por isso a área efetivamente ocupada no interior da sua extensão de ocorrência, excluindo aquela que é ocupada apenas por “ocasionais”. Esta medida reflete o facto de, geralmente, um *taxon* não ocorrer por toda a sua extensão de ocorrência, a qual pode conter habitats desadequados e/ou desocupados. Em alguns casos (e.g. locais de colónias, de maternidade, sítios de alimentação cruciais para *taxa* migratórios), a área de ocupação pode ser considerada como a área essencial mais pequena, em qualquer fase do ciclo de vida, para a sobrevivência das populações atuais de um *taxon*.

Para assegurar consistência na utilização do critério, nas avaliações de várias espécies, é essencial calcular a área de ocupação através da utilização de uma grelha 2x2km.

Localização (critérios B e D)

Área, geográfica ou ecologicamente distinta, na qual uma única ameaça pode afetar rapidamente todos os indivíduos do *taxon* considerado. O tamanho da localização depende da área abrangida pela ameaça e pode incluir parte de uma ou mais subpopulações. Quando um *taxon* é afetado por mais do que uma ameaça, a localização deve ser definida considerando a ameaça plausível mais séria.

Análise quantitativa (critério E)

Análise para estimar a probabilidade de extinção de um *taxon*, baseada no conhecimento do seu ciclo de vida, requisitos de habitat, ameaças e quaisquer opções de gestão específicas. A análise da viabilidade populacional (em inglês, PVA – *Population Viability Analysis*) é uma dessas técnicas. A análise quantitativa deve fazer uso integral de todos os dados relevantes. Numa situação em que haja informação limitada, esses dados disponíveis podem ser usados para obter uma estimativa do risco de extinção (i.e. estimar o impacto de um acontecimento estocástico no habitat). Na apresentação dos resultados da análise quantitativa, os pressupostos (que devem ser apropriados e defensáveis), os dados usados e a sua incerteza e do modelo quantitativo utilizado, devem estar documentados.

No Quadro 2.4 são apresentados, de forma resumida, outros conceitos (IUCN 2012) e que devem igualmente ser tidos em conta nos processos de avaliação.

Quadro 2.4. Conceitos relevantes nos processos de avaliação

Área de distribuição natural

Área de distribuição de um *taxon* que exclui qualquer área resultado de uma introdução na região ou na vizinhança. A distinção entre populações selvagens e introduzidas numa região pode basear-se num horizonte temporal (ou acontecimento) pré-definido, decisão remetida para as autoridades nacionais.

Efeito de “salvamento”

Processo através do qual a imigração de propágulos tem como resultado a diminuição do risco de extinção da população alvo.

Metapopulação

Conjunto de subpopulações de um *taxon*, ocupando cada uma delas uma parte de habitat adequado, numa matriz de habitat inadequado.

Ocasional

Taxon encontrado apenas muito ocasionalmente no interior da região. Essa região apenas contará com uma pequena parte da população global.

População regional

Fração da população global que se encontra na área em estudo. Pode compreender uma ou mais subpopulações.

População reprodutora

População ou subpopulação que se reproduz na região envolvendo a totalidade ou parte do seu ciclo reprodutivo.

Região

Qualquer parcela da área geográfica global, tal como um continente, um país, um estado ou uma província.

Sumidouro

Subpopulação com uma *taxa* de mortalidade do *taxon* superior à *taxa* de natalidade, que depende de imigração de outra área.

***Taxon* endémico**

Taxon restrito naturalmente a uma única área. Um *taxon* pode ser endémico de uma ilha, de um país ou de um continente.

Visitante

Taxon que não se reproduz no interior da região, mas que ocorre regularmente na mesma, na atualidade ou durante algum período do último século. Os “visitantes” distinguem-se dos “ocasionais” através de um limite pré-definido da proporção (atual ou durante algum período considerável do último século) da população global considerada.

2.3. Procedimentos

Âmbito de avaliação

A unidade taxonómica de classificação utilizada neste Livro Vermelho é a espécie. Alguns casos de subespécies e populações isoladas são referidos nas fichas descritivas e foram tomados em consideração.

Foi seguida a nomenclatura taxonómica do anterior Livro Vermelho (Cabral *et al.* 2005) com as atualizações entretanto adotadas para novas espécies e novas ordens. Seguiram-se as atualizações e as classificações aceites mais recentes. As ordens consideradas foram as seguintes: Eulipotyphla, Chiroptera, Lagomorpha, Rodentia, Cetacea, Carnivora, Artiodactyla (Wilson & Reeder 2005, Prothero *et al.* 2022, <https://marinemammalscience.org/>

science-and-publications/list-marine-mammal-species-subspecies/). Foram também adotados os nomes vulgares constantes no anterior Livro Vermelho com uma redação atualizada segundo o acordo ortográfico. Sempre que são conhecidos outros nomes vulgares, usados em diferentes regiões de Portugal Continental, estes são igualmente assinalados.

A lista taxonómica de referência englobando todas as espécies de mamíferos com ocorrência confirmada no território continental pode ser consultada no final do Livro (5. Síntese).

Novas espécies avaliadas com ocorrência em Portugal Continental

Nos grupos dos insetívoros (Eulipotyphla), morcegos (Chiroptera), roedores (Rodentia), cetáceos (Cetacea) e artiodáctilos (Artiodactyla) foram consideradas novas espécies na avaliação, devido a i) identificação recente no país, ii) revisão da nomenclatura sendo pela primeira vez avaliadas sob uma nova designação taxonómica, iii) aumento do conhecimento sobre a ocorrência e tendência:

- O morcego-hortelão-claro *Eptesicus isabellinus*, inicialmente considerado do ponto de vista taxonómico uma subespécie de *E. serotinus*, foi recentemente confirmado como uma entidade distinta com base em dados moleculares. A mesma situação aplica-se ao musaranho-de-água *Neomys anomalus*, cuja anterior avaliação se reportava a *N. anomalus anomalus*, e ao rato-do-campo-lusitano *Microtus rozianus* devido à reavaliação recente da sua categoria taxonómica, tendo sido anteriormente avaliada como *M. agrestis*.
- O rato-das-neves (*Chionomys nivalis*), uma nova espécie para a qual existe ainda pouca informação sobre a sua ocorrência em território nacional, e o rato-dos-prados (*Microtus arvalis*) e o musaranho-de-dentes-brancos-pequeno (*Crocidura suaveolens*), ambos já listados na anterior avaliação, mas cujas ocorrências recentes e no passado, mesmo que restritas, foram confirmadas durante o projeto de preparação do presente Livro Vermelho. Enquanto a ocorrência de *M. arvalis* é consistente, transfronteiriça e considerada marginal relativamente à distribuição global da espécie, sendo abundante em Espanha, no caso de *C. suaveolens* a ocorrência é muito restrita, mas não corresponde, aparentemente, a uma distribuição marginal.
- Três novas espécies de cetáceos foram recentemente identificadas em Portugal Continental: o golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*), a baleia-de-bico-de-true (*Mesoplodon bidens*), e a baleia-de-bico-de-sowerby (*Mesoplodon mirus*). O golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*) foi identificado pela primeira vez em águas continentais em 2011. Já no caso das baleias-de-bico do género *Mesoplodon* há registos recentes destas espécies em arrojamentos de animais vivos na orla costeira. Foi ainda avaliado pela primeira vez o cachalote (*Physeter macrocephalus*), já listado no anterior Livro Vermelho mas não avaliado.

- O morcego-de-franja-do-sul *Myotis escalerai* (anteriormente avaliado como *M. nattereri*), o rato-dos-lameiros *Arvicola scherman* (anteriormente avaliado como *A. terrestris*) e a baleia-piloto *Globicephala melas* (anteriormente avaliada como *G. melaena*) são agora referidos e reavaliados adotando-se a nomenclatura atualmente aceite para o conjunto das populações na área geográfica que inclui Portugal Continental.

Adicionalmente, o rato-caseiro não tendo sofrido qualquer revisão taxonómica passa a ser referido com a designação científica *Mus musculus* (anteriormente referido como *M. domesticus*), assumindo a nomenclatura da Comissão Internacional de Nomenclatura Zoológica (ICZN, 1990). Para o muflão *Ovis aries* (anteriormente referido como *O. ammon*) adotou-se a nomenclatura atualmente aceite para as populações da bacia do Mediterrâneo.

Critérios para a definição das categorias Não Avaliado (NE) e Não Aplicável (NA)

Entre os critérios que conduzem à classificação de uma espécie na categoria **Não Avaliado (NE)** incluem-se:

- dúvidas sobre a presença da espécie e/ou tipo de ocorrência no país
- presença (histórica) da espécie no país não confirmada recentemente, mas não existindo razões para assinalar o seu desaparecimento
- desconhecimento sobre a validade taxonómica da espécie
- perante efetivos populacionais aparentemente muito reduzidos, dúvidas sobre se a população está em expansão ou se, pelo contrário, representa o remanescente de uma população outrora mais abundante

Foram considerados como Não Avaliado (NE) o rato-dos-lameiros (*Arvicola scherman*), que pode ter sido no passado uma ocorrência pontual, sem confirmação de presença recente, e 3 espécies de quirópteros: 2 novas espécies com ocorrência recentemente confirmada, o morcego-de-franja-críptico (*Myotis crypticus*) e o morcego-de-alcatheo (*Myotis alcatheo*), mas apenas com uma observação para cada uma destas espécies, e o morcego-de-nathusius (*Pipistrellus nathusii*), cuja ocorrência no país carece ainda de confirmação.

Foram englobados na categoria **Não Aplicável (NA)** os taxa definidos pelos seguintes critérios:

- todas as espécies de ocorrência Ocasional, ou esporádica, no território português
- todas as espécies Não-índigenas ou Exóticas, consideradas espécies fora da sua área de distribuição natural.

Espécies ocasionais

Foram identificadas como ocasionais (NA) em águas continentais portuguesas 17 espécies de mamíferos marinhos: 12 espécies da ordem Cetacea (5 espécies de baleias de barbas, 1 espécie de cachalote, 1 baleia-de-bico e 5 golfinhos) e 5 espécies da ordem Carnivora (focas):

- Baleia-franca (*Eubalaena glacialis*)
- Baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*)
- Baleia-de-bico-de-gervais (*Mesoplodon europaeus*)
- Baleia-de-bryde (*Balaenoptera edeni*)
- Baleia-sardinheira (*Balaenoptera borealis*)
- Baleia-azul (*Balaenoptera musculus*)
- Baleia-de-bossa (*Megaptera novaengliae*)
- Falsa-orca (*Pseudorca crassidens*)
- Cachalote-anão (*Kogia sima*)
- Golfinho-de-fraser (*Lagenodelphis hosei*)
- Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico (*Lagenorhynchus acutus*)
- Golfinho-de-bico-branco (*Lagenorhynchus albirostris*)

Os registos destas espécies são muito escassos e estão fora da sua área de distribuição natural. No caso específico da baleia-de-bico-de-gervais (*Mesoplodon europaeus*) não é conhecido nenhum registo recente (apenas dois registos de arrojamentos anteriores a 1992).

Os registos em Portugal Continental das 5 espécies de focas listadas como ocasionais referem-se a arrojamentos de espécies que se reproduzem no Norte da Europa:

- Foca-comum (*Phoca vitulina*)
- Foca-anelada (*Pusa hispida*)
- Foca-cinzenta (*Halichoerus grypus*)
- Foca-barbuda-do-atlântico (*Erignathus barbatus*)
- Foca-de-crista (*Cystophora cristata*)

As únicas espécies com registos mais recentes são a foca-comum (*Phoca vitulina*) e a foca-cinzenta (*Halichoerus grypus*), na sua maioria de animais juvenis que são arrastados por correntes após o desmame.

Espécies Não-indígenas ou Exóticas

Em Portugal o Decreto-Lei n.º 92/2019, de 10 de julho, regula o controlo, detenção, introdução na Natureza e repovoamento de espécies exóticas da flora e fauna. Nesse enquadramento foi feita uma interpretação mais estrita das recomendações da UICN e as espécies exóticas ficaram excluídas da avaliação, tendo-lhes sido atribuída a categoria Não Aplicável (NA).

Assim, ao contrário do Livro Vermelho anterior (Cabral *et al.* 2005) considerou-se que ambas as espécies do género *Rattus* partilham a mesma história de colonização em Portugal Continental como Não-indígenas, beneficiando da presença humana e expansão urbana. Tanto a ratazana-preta (*Rattus rattus*) como a ratazana-castanha (*Rattus norvegicus*) estão incluídas na base de dados global para espécies invasoras que reconhecidamente ameaçam a biodiversidade nativa e as áreas naturais.

De referir ainda as espécies Não-indígenas com ocorrência confirmada no país no final do séc. XX: o visão-americano (*Neovison vison*) e o mufião (*Ovis aries*), e ainda o caso do gamo (*Dama dama*), introduzido pelos romanos em Portugal (Davis & Mackinnon 2009).

Em relação às espécies de carnívoros com origem africana, o sacarrabos (*Herpestes ichneumon*) e a geneta (*Genetta genetta*), cujos mecanismos de colonização da Península Ibérica têm sido alvo de debate (p. ex. também conhecidas por terem sido alvo de introdução pelos humanos ou expansão natural), foram, porém, avaliados. Existindo a possibilidade de ter havido uma entrada natural pelo Estreito de Gibraltar, durante o Pleistoceno, através da ligação terrestre entre o norte de África e a Europa, entendeu a Autoridade Nacional para a Conservação da Natureza que estas espécies não são estritamente exóticas, devendo por isso ser alvo de avaliação. As atuais populações selvagens destas espécies podem considerar-se estabilizadas e com um comportamento não invasor.

2.4. Método de avaliação

Foram utilizados os seguintes processos de recolha de informação:

- compilação de informação já existente publicada, e de bases de dados, disponibilizadas por cidadãos individuais
- inventariação acústica, prospeção e visitação de abrigos e captura de morcegos com redes
- inventariação de indícios de presença
- análise de regurgitações de aves de rapina
- inventariação por armadilhagem fotográfica
- observação direta de indivíduos, dados de atropelamentos e capturas
- análises genéticas de identificação de uma área específica do genoma da espécie

Foram definidos critérios de ocorrência confirmada para cada grupo taxonómico e considerados apenas os registos validados de acordo com esses critérios (adaptados de Molinaro-Jobin *et al.* 2012). Esta informação foi usada para as distribuições das espécies e respetivos cálculos de Extensão de Ocorrência (EO) e Área de Ocupação (AO). As ocorrências foram validadas por membros das equipas científicas e do ICNF, especialistas nos diferentes grupos de mamíferos.

Foi criada uma base de dados sobre a ocorrência de espécies no território do continente e que serviu para reunir toda a informação recolhida no âmbito deste projeto, e que atualmente conta com mais de 100 000 registos – SIMPOC (Sistema de Informação de Mamíferos de Portugal Continental). Este repositório está a cargo do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.

Como **métodos de cálculo de EO e AO** seguiram-se as orientações da UICN (IUCN 2022) aplicando o método do mínimo polígono convexo e uma grelha de quadrículas de 2x2km², respetivamente. Sempre que aplicável, os avaliadores usaram intervalos de confiança em que os valores mínimos e máximos expectáveis para estes parâmetros eram plausíveis.

Estes cálculos foram realizados com base nos dados de ocorrência de períodos temporais que variaram de acordo com o grupo taxonómico. No caso dos carnívoros considerou-se o intervalo dos últimos 10 anos (ou o período ainda mais recente no caso de existirem censos nacionais atualizados, como seja os do lince-ibérico e do lobo-ibérico), por se considerar ser esse o período equivalente à distribuição atual das espécies. No caso dos morcegos consideraram-se os dados de ocorrência acumulados desde 2005, dado o longo tempo geracional de muitas espécies, cerca de 17 anos, e de forma a não subestimar as áreas de distribuição. Também para os roedores e insetívoros foram usados dados deste intervalo de tempo mais alargado, considerando que este período refletirá melhor a distribuição atual das espécies. Os mamíferos marinhos usaram todos os dados disponíveis existentes para cada espécie (dados públicos e publicados), na maioria dos casos dados posteriores a 1999. Assim, foi contornada alguma falta de informação subsistente, o problema de subamostragens durante o trabalho de campo desenvolvido e o risco de considerar, artificialmente, áreas muito reduzidas. Para várias espécies consideraram-se intervalos de valores máximos e mínimos para compreender um erro associado a estes cálculos e à falta de informação.

O número de localizações e fragmentação severa foi um critério considerado e aplicado apenas nos seguintes casos: na avaliação da marta (*Martes martes*), um carnívoro com uma ocorrência restrita em Portugal Continental; nos morcegos cavernícolas, espécies filopátricas em que foram contabilizadas as maternidades; e entre os insetívoros a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), o musarinho-de-dentes-brancos-pequeno (*Crocidura suaveolens*) e o musarinho-anão-de-dentes-vermelhos (*Sorex minutus*), espécies que ocupam habitats muito específicos.

As avaliações foram feitas aplicando os critérios de A a D, de acordo com as orientações da UICN.

Na impossibilidade de se recorrer a uma formação presencial, dada pela UICN, foi dada a indicação aos avaliadores para frequentarem o curso online, disponibilizado em "Assessing Species' Extinction Risk using IUCN Red List Methodology" (<https://www.conservationtraining.org/course/index.php?categoryid=23>).

O treino e formação na aplicação dos critérios da UICN permitem uma maior harmonização no processo de avaliação entre diferentes grupos taxonómicos. Após as avaliações das espécies, estas foram revistas por outros avaliadores e, numa fase posterior, pelos coordenadores dos grupos taxonómicos e pela coordenação deste Livro Vermelho. Tendo em vista obter a melhor coerência foram ainda realizadas reuniões finais com a participação de todos os avaliadores.

Para a criação do repositório de toda a informação utilizada neste Livro Vermelho para efeitos de atribuição das categorias, foi elaborado e facultado aos avaliadores um ficheiro para carregamento da informação de base utilizada para cada uma das espécies. Faz assim parte deste ficheiro informação sobre todos os parâmetros relativos aos critérios A, B, C, D e E da UICN.

Avaliação à escala regional

No processo de avaliação regional foi tida em consideração a mobilidade, a situação populacional das populações em Espanha (Palomo *et al.* 2007), o relatório do artigo 17º da implementação da Diretiva Habitats 2013-2018 (<https://www.icnf.pt/biodiversidade/natura2000/redenatura>) e a existência ou não de imigração significativa. O esquema da avaliação regional (IUCN, 2012, 2022) está sumarizado na Fig. 2.2.

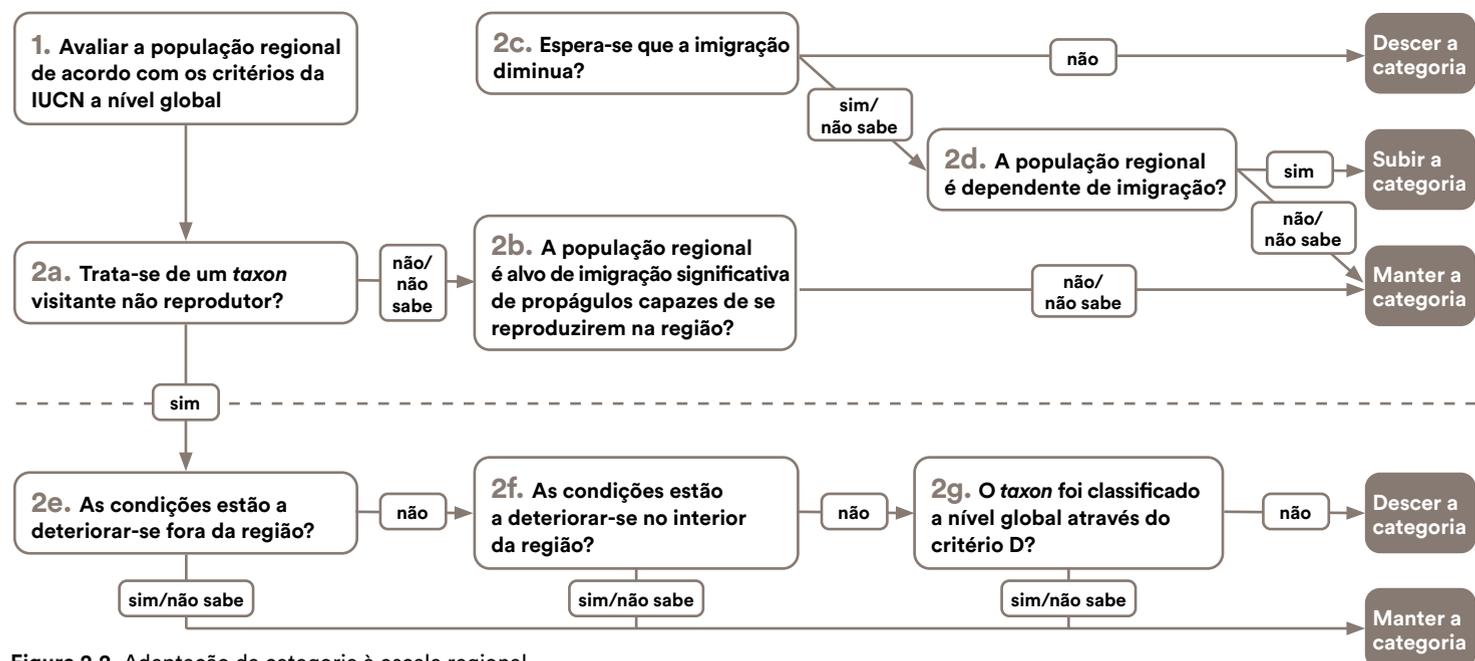


Figura 2.2. Adaptação da categoria à escala regional

Não se verificou a necessidade de alterar a categoria de ameaça para a maioria das espécies terrestres após este passo, dada a incerteza sobre o efeito significativo da migração na alteração da sua situação populacional.

No caso das espécies de mamíferos marinhos, considerando o seu carácter altamente móvel, também não foi possível estabelecer se, para populações residentes, a população regional tem imigração significativa. Para as populações visitantes, considerou-se que estas experienciam condições semelhantes dentro e fora da região (p. ex. os mesmos fatores de ameaça) pelo que se decidiu que não deveria existir alteração (descida na categoria).

Fichas descritivas

Foi adotado no projeto um modelo único de **ficha de espécie** para inserção da informação mais relevante recolhida para cada espécie. Ao contrário do Livro Vermelho anterior foi elaborada uma ficha para todas as espécies avaliadas, inclusive para as consideradas Não ameaçadas (NT e LC). Adicionalmente foram elaboradas fichas com informação mais sintetizada para as espécies NE e NA referidas neste capítulo.

Sempre que os dados disponíveis o permitiram foram produzidos **mapas com ocorrências confirmadas** de cada espécie com uma resolução de $10 \times 10 \text{ km}^2$, e que são apresentados nas fichas para dois períodos diferenciados: posterior a 2005, data de publicação do anterior Livro Vermelho, e anteriores a essa data. Estes mapas são um retrato aproximado da informação recolhida e atualmente disponível. Não correspondem, porém, a resultados de uma metodologia exaustiva e sistemática de recolha de informação no terreno. Por outro lado, também não correspondem à resolução espacial e aos períodos temporais considerados para os cálculos da área de ocupação e extensão de ocorrência atuais. Tal como atrás referido, para a avaliação, foram considerados para os cálculos de extensão de ocorrência e área de ocupação (com base em quadrículas $2 \times 2 \text{ km}^2$) diferentes períodos consoante os grupos taxonómicos.

3. Análise dos resultados

3.1. Análise global

A análise dos resultados considera as espécies avaliadas e classificadas numa das seguintes categorias da UICN: Regionalmente Extinto (RE), Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçado (NT), e Pouco Preocupante (LC). É também feita referência às espécies com Informação Insuficiente (DD), às Não Avaliadas (NE), e às espécies na categoria Não Aplicável (NA).

No total, foram sujeitas a avaliação 108 espécies, tendo sido avaliadas 82 espécies. Destas, foi atribuído a 33 (30,5 %) espécies uma das seguintes categorias: 1 RE (0,9 %), 3 CR (2,8 %), 10 EN (9,2 %), 14 VU (13 %) e 5 NT (4,6 %). Das restantes, 34 (31,5 %) espécies foram consideradas numa situação Pouco Preocupante (LC), e 15 (13,9 %) com Informação Insuficiente (DD). Não foram avaliadas 4 (3,7 %) espécies (NE) devido à ausência de registos recentes, e 22 (20,4 %) foram excluídas por se tratar de espécies não-indígenas (5 espécies) ou ocasionais (17 espécies) sendo classificadas na categoria Não Aplicável (NA) (Quadro 3.1, Fig.3.1).

Quadro 3.1. Espécies avaliadas por grupo taxonómico

| Categorias | Eulipotyphla | Chiroptera | Lagomorpha | Rodentia | Cetacea | Carnivora | Artiodactyla |
|--------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------|-----------------|----------------|------------------|---------------------|
| Extinto (Ex) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Extinto na Natureza (EW) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Regionalmente Extinto (RE) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Criticamente em Perigo (CR) | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Em Perigo (EN) | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| Vulnerável (VU) | 2 | 3 | 2 | 3 | 3 | 1 | 0 |
| Quase Ameaçado (NT) | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Pouco Preocupante (LC) | 4 | 12 | 0 | 6 | 2 | 7 | 3 |
| Informação Insuficiente (DD) | 0 | 4 | 0 | 2 | 8 | 1 | 0 |
| Espécies Avaliadas (nº) | 9 | 25 | 2 | 12 | 16 | 14 | 4 |
| Não Avaliado (NE) | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Não Aplicável (NA) | 0 | 0 | 0 | 2 | 12 | 6 | 2 |
| TOTAL (nº) | 9 | 28 | 2 | 15 | 28 | 20 | 6 |

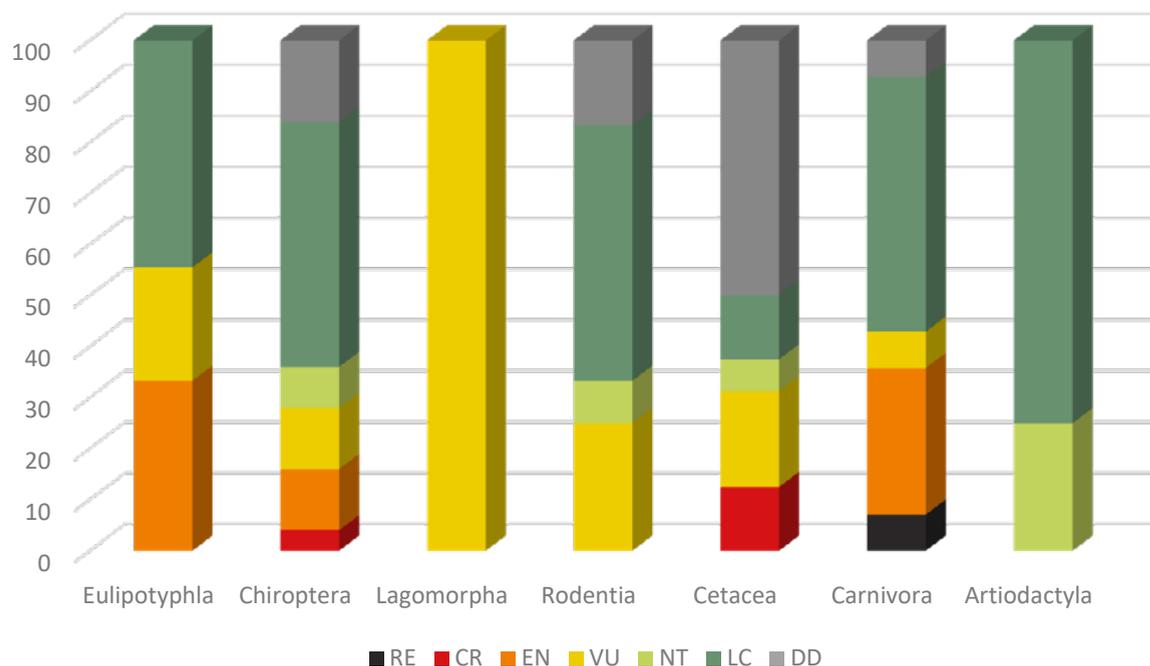


Figura 3.1. Percentagem de cada categoria por grupo taxonómico avaliado.

Proporcionalmente, a ordem Artiodactyla apresenta uma maior percentagem de espécies na categoria de Pouco Preocupante (LC – 3 espécies 75 %), e a ordem Cetacea a maior percentagem de espécies com Informação Insuficiente (DD – 8 espécies 50 %). As duas espécies da ordem Lagomorpha foram incluídas na categoria de Vulnerável (VU 100 %). Os cetáceos (Cetacea) são o grupo com a percentagem mais elevada (37,5 %) de espécies classificadas em diferentes categorias de ameaça ou quase ameaça (CR, VU, NT), seguidos dos morcegos (Chiroptera) (36 %) (CR, EN, VU, NT). O grupo dos insectívoros (Eulipotyphla) destaca-se por apresentar cerca de 50 % de espécies classificadas com risco de extinção elevado (EN, VU), enquanto os roedores (Rodentia) apresentam uma percentagem menor de espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas (33,3 %) (VU, NT). Por outro lado, os cetáceos são também o grupo com uma maior representação de espécies com ocorrência ocasional, e por essa razão excluídas da avaliação (NA).

O procedimento de ‘Adaptação Regional’ revelou-se pouco significativo na avaliação global. Possíveis processos de imigração a partir de populações vizinhas com ocorrência transfronteiriça, com implicação na sustentabilidade das populações nacionais das diferentes espécies avaliadas e na alteração da categoria de ameaça não foram considerados significativos. Exclui-se o grupo dos insectívoros no qual se considerou relevante a possibilidade de imigração significativa suscetível de diminuir o risco de extinção para algumas espécies.

Para cada grupo taxonómico, a categoria de ameaça foi determinada por mais do que um critério, com realce para a avaliação da maioria das espécies, através da aplicação dos critérios A, relativo à redução dos efetivos populacionais, e B referente à distribuição geográfica. Os critérios C e D, relacionados com populações de dimensão pequena e limitada área de ocupação, foram aplicados na avaliação de alguns cetáceos, morcegos e carnívoros.

Os principais fatores de ameaça indicados para as diferentes espécies estão relacionados com a degradação, destruição e fragmentação dos habitats naturais, devido às atividades humanas. As alterações climáticas são também previsivelmente um fator de ameaça à sobrevivência e manutenção de populações estáveis da maioria das espécies analisadas. Foi também apontada como causa direta ou indireta de redução populacional, no caso fundamentalmente dos morcegos, roedores e insectívoros, a aplicação de pesticidas ou outros agrotóxicos. A contaminação dos cursos de água por elementos orgânicos ou inorgânicos é também preocupante para a sustentabilidade das espécies associadas aos meios aquáticos. O controlo de predadores, e a sobrepesca ou morte acidental em artes de pesca, são fatores de ameaça para as espécies de carnívoros e pequenos cetáceos, respetivamente.

As medidas de conservação sugeridas como de implementação prioritária para as espécies ameaçadas passam pela recuperação dos habitats, criação de mosaicos de habitats naturais ou semi-naturais, reabilitação das áreas florestais autóctones, controlo e prevenção dos fogos florestais e adoção de práticas e sistemas de produção mais sustentáveis. Para as espécies associadas aos meios aquáticos preconiza-se o controlo das ações com influência direta na alteração e poluição dos cursos de água. Para os morcegos cavernícolas, em particular, é fundamental a proteção legal e física dos abrigos, por exemplo encerrando a entrada das cavidades subterrâneas usadas como abrigos com vedações adequadas que dificultem o acesso de pessoas, mas que permitam a circulação dos morcegos.

Na presente avaliação, comparando com os dados da avaliação anterior (Cabral *et al.* 2005) verifica-se que foi significativamente reduzida a percentagem de espécies com Informação Insuficiente (DD) (ver 5. Síntese), para o que contribuiu o incremento dos estudos dirigidos ao conhecimento da biodiversidade e sustentabilidade ambiental no período intercalar. As principais lacunas de conhecimento mantêm-se fundamentalmente para as espécies de distribuição muito restrita e indeterminada, muitas com hábitos secretivos, e para as espécies cujo conhecimento é recente no país.

3.2. Análise por grupo taxonómico

Insetívoros (Eulipotyphla)

Entidades Avaliadas

Foram avaliadas 9 espécies pertencentes à ordem Eulipotyphla, o que corresponde à totalidade de espécies deste grupo que ocorrem no território nacional. O musaranho-de-dentes-brancos-pequeno (*Crocidura suaveolens*), anteriormente classificado como Não Avaliado (NE) devido à dificuldade de confirmação de alguns dados de presença (Cabral *et al.* 2005), foi agora avaliado considerando a aplicação de critérios baseados na análise de material ósseo e de marcadores moleculares, que permitem uma clara distinção do musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*). O musaranho-de-água (*Neomys anomalus*) foi avaliado tendo em conta a revisão taxonómica recente que separa as populações ibéricas das restantes populações europeias, agora consideradas pertencentes a uma espécie distinta, *Neomys milleri* (Igea *et al.* 2015).

O tempo geracional das 9 espécies de insectívoros avaliadas variou entre 1 e 3 anos. Assumiu-se um tempo geracional médio de 1 ano para a quase totalidade das espécies, com exceção do musaranho-anão-de-dentes-brancos (*Suncus etruscus*) (1 ano e 6 meses), do musaranho-de-dentes-brancos-pequeno (2 anos) e do ouriço-cacheiro (*Erinaceus europaeus*) (3 anos). Sendo assim, a avaliação da redução dos declínios populacionais (critérios A, B, C) teve como base os últimos 10 anos, de acordo com os critérios da UICN (IUCN 2022).

Resultados

Adaptação Regional

A possibilidade de imigração significativa suscetível de diminuir o risco de extinção foi considerada para 3 espécies: o musaranho-anão-de-dentes-vermelhos (*Sorex minutus*), o musaranho-de-dentes-vermelhos (*Sorex granarius*) e o musaranho-de-água. No caso do musaranho-anão-de-dentes-vermelhos a categoria foi ajustada de Criticamente em Perigo (CR) para Em Perigo (EN). Nas outras duas espécies, a categoria foi alterada de Em Perigo (EN) para Vulnerável (VU). O ajustamento do risco de extinção baseou-se nos seguintes factos:

- i) na existência de populações vizinhas muito próximas das populações portuguesas das três espécies em causa (Palomo *et al.* 2007);
- ii) na evidência, pelo menos para o musaranho-de-água, de semelhanças genéticas entre as populações portuguesas e as populações contíguas espanholas (Querejeta & Castresana 2018);
- iii) na indicação de ocorrer em abundância em habitats favoráveis no norte de Espanha, no caso do musaranho-anão-de-dentes-vermelhos;

- iv) no conhecimento para o musaranho-de-água e o musaranho-anão-de-dentes-vermelhos de ambos estarem listados atualmente como espécies pouco preocupantes em Espanha (Palomo *et al.* 2007).

Categorias

Das espécies avaliadas, 44,4 % foram incluídas na categoria Pouco Preocupante (LC), 22,2 % na categoria Vulnerável (VU) e 33,3 % na categoria Em Perigo (EN). As 4 espécies classificadas como Pouco Preocupante (LC), o ouriço-cacheiro (*Erinaceus europaeus*), o musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*), o musaranho-anão-de-dentes-brancos (*Suncus etruscus*) e a toupeira (*Talpa occidentalis*), mantiveram o estatuto desde a última avaliação (Cabral *et al.* 2005). O reforço da monitorização e mais conhecimento permitiram a reavaliação do estatuto das restantes espécies. As 2 espécies classificadas na categoria Vulnerável (VU), o musaranho-de-dentes-vermelhos e o musaranho-de-água, foram anteriormente incluídas na categoria Informação Insuficiente (DD) (Cabral *et al.* 2005). As 3 espécies classificadas Em Perigo (EN) apresentavam categorias distintas entre si na avaliação anterior: o musaranho-de-dentes-brancos-pequeno estava anteriormente incluído na categoria Não Avaliado (NE) e o musaranho-anão-de-dentes-vermelhos estava avaliado como Informação Insuficiente (DD) (Cabral *et al.* 2005). Finalmente, a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) agravou o estatuto de ameaça, passando da categoria Vulnerável (VU) para a categoria Em Perigo (EN) (Fig. 3.1).

Critérios

O musaranho-de-dentes-vermelhos e o musaranho-de-água foram classificados de acordo com o critério A relativo a regressões populacionais. No caso do musaranho-de-dentes-vermelhos a regressão populacional foi estimada para os últimos 10 anos com base num índice de abundância apropriado para a espécie. Para o musaranho-de-água a regressão populacional foi projetada para os próximos 100 anos com base no declínio esperado da qualidade do habitat. O musaranho-anão-de-dentes-vermelhos, o musaranho-de-dentes-brancos-pequeno e a toupeira-de-água foram classificados com base no critério B, cujo fator crítico foi a reduzida dimensão da área de ocupação. Para além desse fator todas estas espécies foram também classificadas considerando apresentarem distribuições severamente fragmentadas e declínios continuados.

Fatores de Ameaça

As duas espécies semi-aquáticas, a toupeira-de-água e o musaranho-de-água, são severamente afetadas pela fragmentação e poluição dos cursos de água. Estas espécies apresentam um risco de extinção acrescido devido às alterações climáticas, em particular, do aumento da frequência de períodos de seca extrema. A diminuição da disponibilidade de habitats húmidos é o principal fator de ameaça das restantes 3 espécies de musaranhos agora classificados com estatutos de ameaça: o musaranho-de-dentes-vermelhos, o musaranho-anão-de-dentes-vermelhos e o

musarinho-de-dentes-brancos-pequeno. Estas espécies são também muito afetadas pelo uso de pesticidas pois estes reduzem substancialmente a disponibilidade de invertebrados, principal fonte de alimentação.

Medidas de Conservação

Todas as espécies pertencentes à ordem Eulipotyphla que agora se classificam como ameaçadas apresentam estatuto legal de proteção para as suas populações e/ou para os seus habitats de ocorrência conferido pela legislação internacional e comunitária. A toupeira-de-água está incluída nos Anexos II e IV da Directiva Habitats bem como no Anexo II da Convenção de Berna. As restantes espécies de musaranhos estão incluídas no Anexo III da Convenção de Berna. Para as espécies cujo risco de extinção é mais elevado sugere-se a implementação de planos nacionais para a conservação. As 2 espécies semi-aquáticas, a toupeira-de-água e o musarinho-de-água, requerem ações específicas de recuperação de habitat, nomeadamente restauro de galerias ripícolas, melhoria da conectividade fluvial e implementação de programas de controlo de espécies invasoras como o visão-americano (*Neovison vison*). Para além dos rios e ribeiros, a proteção de zonas húmidas tais como charcas, sapais ou paus é considerada fundamental para garantir a conservação das restantes espécies de musaranhos em face das presentes alterações climáticas.

A proteção de todas estas espécies cuja dieta se baseia em invertebrados passa também por um reforço da fiscalização e aplicação das leis já vigentes referentes à poluição química de solos e água, com especial ênfase na utilização de pesticidas em áreas prioritárias para a sua conservação.

Lacunas de Conhecimento

A toupeira-de-água tem vindo a ser alvo de ações de conservação específicas em resultado de ser a única espécie Eulipotyphla a quem foi atribuído um estatuto de ameaça na avaliação anterior. Mesmo assim, esta espécie carece ainda de uma monitorização continuada à escala nacional que permita determinar com maior rigor o efetivo populacional, bem como a extensão de ocorrência e área de ocupação. O mesmo se aplica ao musarinho-de-água. O conhecimento sobre esta espécie tem vindo a aumentar em resultado de alguns trabalhos direcionados e também por beneficiar dos esforços de conservação da toupeira-de-água, cujos habitats são muitas vezes partilhados, mas existem ainda lacunas a nível da abundância e da distribuição. O musarinho-de-dentes-vermelhos e o musarinho-de-dentes-brancos-pequeno requerem um aprofundamento do estudo sobre a distribuição e ecologia. O endemismo ibérico musarinho-de-dentes-vermelhos é uma das espécies de musaranhos menos estudadas na Europa, não se conhecendo parâmetros básicos sobre a sua ecologia e biologia, o que dificulta muito a sua conservação. O musarinho-de-dentes-brancos-pequeno e o musarinho-anão-de-dentes-vermelhos carecem de estudos em que se apliquem métodos de captura e de identificação

específicos. Ambas as espécies encontram em Portugal o limite de distribuição sul, pelo que é fundamental monitorizar as suas tendências populacionais futuras, em função das presentes alterações climáticas que podem alterar significativamente a disponibilidade de habitat.

Morcegos (Chiroptera)

Entidades Avaliadas

Das 28 espécies com ocorrência em Portugal Continental foram avaliadas 25, todas elas consideradas residentes, tendo sido 3 espécies listadas com a categoria de Não Avaliado (NE): o morcego-de-nathusius (*Pipistrellus nathusii*), o morcego-de-alcathoe (*Myotis alcathoe*) e o morcego-de-franja-críptico (*Myotis crypticus*) (Fig. 3.1). O morcego-de-nathusius não foi avaliado, porque a sua presença em Portugal carece de confirmação. Alguns espécimes identificados como morcegos-de-nathusius foram referidos para o país no início do séc. XX, mas estas identificações foram questionadas por vários autores e os referidos espécimes já não estão acessíveis (Palmeirim 1990). Adicionalmente, apesar da intensificação do esforço de amostragem das últimas décadas, a espécie não foi ainda detetada em Portugal. As espécies morcego-de-alcathoe e morcego-de-franja-críptico constituem registos singulares de novas ocorrências para o país (Gallego *et al.* 2020, Rebelo *et al.* 2020). O risco de extinção das restantes 25 espécies, já avaliadas no anterior Livro Vermelho (Cabral *et al.* 2005), foi reavaliado.

O tempo geracional estimado para as espécies de morcegos varia entre 4 e 10 anos (Pacifici *et al.* 2013). Sendo assim, as avaliações de redução populacional (critérios A, B, C) tiveram como base um período entre 12 e 30 anos, de acordo com os critérios da UICN (IUCN 2022).

Resultados

Adaptação Regional

Para todas as espécies avaliadas com estatuto de ameaça ou quase-ameaça foi considerada a possibilidade de ajuste da categoria de risco de extinção, de acordo com as recomendações da UICN para avaliações de âmbito regional (IUCN 2012). Porém, uma vez que estas espécies se encontram em situação desfavorável também em Espanha (p. ex. Palomo *et al.* 2007), assumiu-se que a imigração de populações vizinhas não será significativa, não se justificando por isso qualquer alteração da categoria para nenhuma espécie.

Categorias

Das 25 espécies avaliadas, apenas foi atribuída a categoria de Criticamente em Perigo (CR) ao morcego-rato-pequeno (*Myotis blythii*). Esta espécie encontra-se numa situação muito crítica em Portugal, sendo a sua população muito reduzida e estimando-se que possa declinar 80 % nas próximas duas décadas. Outras 3 espécies (12 %) estão classificadas como Em Perigo (EN), o morcego-de-ferradura-mediterrânico (*Rhinolophus euryale*), o morcego-de-ferradura-mourisco

(*Rhinolophus mehelyi*) e o morcego-lanudo (*Myotis emarginatus*). Estes têm populações pequenas, áreas de ocupação e número de localizações reduzidos e declínio estimado da qualidade do habitat e do número de localizações. O morcego-rato-grande (*Myotis myotis*), o morcego-de-franja-do-sul (*Myotis escaleraei*) e o morcego-de-bigodes (*Myotis mystacinus*) foram incluídos na categoria de Vulnerável (VU) (12 %), enquanto o morcego-de-peluche (*Miniopterus schreibersii*) e o morcego-orelhudo-cinzento (*Plecotus austriacus*) foram classificados como Quase Ameaçado (NT) (8 %). Não foi possível definir o risco de extinção de 4 espécies (16 %), segundo os critérios atualmente definidos pela IUCN para avaliação nacional do risco de extinção (IUCN 2022). Estas foram listadas com a categoria de Informação Insuficiente (DD). As restantes espécies (48 %) foram classificadas na categoria de Pouco Preocupante (LC) (5. Síntese).

Mais de metade das espécies avaliadas (52 %) tiveram o seu estatuto alterado em relação à última revisão do Livro Vermelho (Cabral *et al.* 2005). A maior parte das alterações (40 % das espécies avaliadas) não refletem necessariamente mudanças no risco de extinção, mas resultam de um maior conhecimento dos seus parâmetros populacionais e geográficos, ou do método de aplicação dos critérios da IUCN (IUCN 2022). A alteração mais extensiva observou-se nas 6 espécies anteriormente classificadas com Informação Insuficiente (DD), 4 das quais foram avaliadas na categoria Pouco Preocupante (LC), 1 na categoria Vulnerável (VU) e outra como Em Perigo (EN). Apenas para o morcego-orelhudo-cinzento foi agravada a categoria de risco de extinção, passando de Pouco Preocupante (LC) para Quase Ameaçada (NT), tendo em conta os declínios aparentes em algumas regiões de Portugal e em outros locais da sua área de distribuição global. Também é de referir o morcego-de-bechstein (*Myotis bechsteinii*), espécie anteriormente classificada como Em Perigo (EN) e que agora foi integrada na categoria Informação Insuficiente (DD) dado que a informação recentemente obtida levantou novas dúvidas sobre o seu risco de extinção.

Critérios

A atribuição das categorias de ameaça e quase-ameaça baseou-se essencialmente nos critérios A3 e B2, o primeiro relativo a um declínio populacional previsto, inferido ou suspeitado no futuro (até um máximo de 3 gerações) e o segundo relativo ao tamanho da Área de Ocupação, número de localizações e declínio da qualidade do habitat (IUCN 2022). Duas espécies, o morcego-rato-grande e o morcego-de-franja-do-sul, foram também classificadas com base no critério C2, relativo ao declínio de pequenas populações (IUCN 2022). Duas outras espécies foram classificadas com base em mais do que um critério: o morcego-rato-pequeno na categoria de Criticamente em Perigo (CR) e o morcego-de-franja-do-sul na categoria Vulnerável (VU). As espécies morcego-rato-pequeno, morcego-de-ferradura-mourisco, morcego-de-peluche e morcego-orelhudo-cinzento foram classificadas com base no critério A, prevendo-se que as espécies sofram declínios significativos nas próximas décadas (entre 15 e 27 anos, consoante a espécie), face aos declínios já observados no passado e a declínios observados na sua área

de distribuição global. Três espécies foram classificadas com base no critério B2. Duas destas espécies, o morcego-lanudo e o morcego-de-ferradura-mediterrânico, foram classificadas na categoria Em Perigo (EN) com base neste critério, dado terem áreas de ocupação reduzidas (< 500 km²), um número muito restrito de abrigos de maternidade (número de localizações < 5 (ICNF 2014)) e por a sua dependência de galerias ripícolas permitir estimar um declínio da qualidade do seu habitat (Aguiar *et al.* 2018). O morcego-rato-grande e o morcego-de-franja-do-sul são espécies com populações pequenas, abaixo dos 10 000 indivíduos maduros, com declínio estimado e divididas em subpopulações com menos de 1000 indivíduos maduros cada (ICNF 2014), pelo que foram classificadas com base no critério C2.

Fatores de Ameaça

As espécies com risco de extinção mais elevado no país são todas cavernícolas. As suas populações são pequenas e dependentes de um número de abrigos muito limitado (particularmente durante a época de maternidade, mas também durante a hibernação). A destruição e perturbação dos abrigos surge como a principal ameaça, mas a degradação dos habitats de alimentação é também importante. Várias espécies de morcegos são dependentes de linhas de água com vegetação ripícola bem desenvolvida, habitat que está em declínio em Portugal (Aguiar *et al.* 2018). As espécies estritamente florestais são muito vulneráveis à alteração da composição florística e simplificação deste habitat, bem como à sua destruição (p. ex. por corte ou fogos florestais). Espécies de voo baixo (p. ex. os morcegos-de-ferradura e os morcegos-orelhudos) são particularmente afetadas pelas infraestruturas rodoviárias, pois sofrem elevada mortalidade por atropelamento. Os pesticidas são uma ameaça transversal a todas as espécies de morcegos, quer pelos riscos de contaminação e bioacumulação quer pela redução da disponibilidade de presas.

Medidas de Conservação

Todas as espécies de morcegos estão protegidas e listadas nos anexos II das Convenções de Bona e de Berna e no anexo B-IV da Diretiva Habitats. Algumas são também listadas no anexo B-II desta Diretiva.

Tendo em conta que o número de abrigos com condições para albergar colónias de espécies cavernícolas é muito reduzido, a sua proteção legal e física, por exemplo, encerrando a entrada com vedações adequadas (Rodrigues 1996), é uma medida de conservação fundamental. A correta gestão da paisagem na área envolvente aos principais abrigos é também muito importante. A inclusão na rede Natura 2000 das áreas adequadas para a alimentação é um primeiro passo para este objetivo (Rainho & Palmeirim 2013). Nestas áreas, medidas de gestão que garantam a preservação das linhas de água, como a manutenção da qualidade da água e da vegetação ripícola, a racionalização do uso de pesticidas e a extensificação e heterogeneização do uso do solo, são prioritárias (Rainho & Palmeirim 2011).

Para as espécies dependentes de áreas florestais, particularmente de florestas maduras de folhosas, a gestão sustentável destes habitats constitui uma importante medida de conservação (Dietz *et al.* 2009). Importa aqui assegurar a manutenção de árvores antigas e cavernosas, e fomentar a riqueza e estruturação do coberto subarbóreo e de galerias ripícolas. É também fundamental reduzir o uso de pesticidas (Cabral *et al.* 2005), assegurar a presença das espécies vegetais que suportam o ciclo de vida das principais presas (Carr *et al.* 2020) e prevenir a mortalidade e fragmentação do habitat que poderão resultar da construção de estradas e de outras infraestruturas lineares (Fensome & Mathews 2016).

Lacunas de Conhecimento

Não existe ainda informação suficiente para avaliar o risco de extinção de 7 espécies de morcegos (Morcego-arborícola-gigante, Morcego-arborícola-grande, Morcego-de-nathusius, Morcego-de-alcathoe, Morcego-de-franja-críptico, Morcego-orelhudo-castanho, Morcego-de-bechstein), consideradas nas categorias Não avaliada (NE) ou Informação insuficiente (DD). Estas são espécies raras, de difícil deteção acústica e/ou identificação acústica ou morfológica. A falta de conhecimento sobre estas espécies só poderá ser colmatada através da monitorização e estudos dirigidos, que foquem aspetos como a distribuição, ocorrência, tendências populacionais e requisitos de habitat. Mesmo no caso das espécies avaliadas com estatuto de ameaça, o conhecimento disponível é escasso. Por essa razão, o reforço da monitorização das populações de todas as espécies de morcegos é fundamental para melhor suportar a avaliação das tendências populacionais, identificar ameaças e avaliar a eficácia de medidas de gestão implementadas.

Lagomorfos (Lagomorpha)

Entidades avaliadas

Foram avaliados o coelho-ibérico (*Oryctolagus cuniculus* subsp. *O.c. algirus*) e a lebre-ibérica (*Lepus granatensis*), ou seja, as 2 espécies de lagomorfos ocorrentes em Portugal Continental. O tempo geracional considerado para cada espécie baseou-se nas estimativas de Pacifici *et al.* (2013) e foi de 4 anos para o coelho-ibérico e 3 para a lebre-ibérica. Por esta razão, tendo em conta as indicações da UICN (IUCN 2022), a avaliação da redução ou declínio continuado no passado e projetados para o futuro basearam-se em intervalos de 12 e 10 anos, respetivamente.

Resultados

Adaptação regional

Após a avaliação inicial, a categoria de ameaça das 2 espécies foi ajustada tendo em conta a situação de subpopulações em áreas geridas, sobretudo para fins cinegéticos, em Portugal e Espanha. Nestas, os efetivos são localmente elevados o que pressupõe que são capazes de

resgatar a população regional, diminuindo a sua probabilidade de extinção. Por esta razão, desceu-se um nível na categoria de ameaça inicialmente considerada.

Categorias

O coelho-ibérico e a lebre-ibérica estão classificados na categoria Vulnerável (VU). As duas espécies elevaram a categoria relativamente à última edição do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, estando agora ameaçadas. O coelho-ibérico estava anteriormente classificado como Quase Ameaçado (NT) e a lebre-ibérica como Pouco Preocupante (LC) (Cabral *et al.* 2005) (Fig. 3.1 & 5. Síntese).

Critérios

A atribuição das categorias de ameaça baseou-se no critério A, redução do número de indivíduos. Nos dois casos, estima-se que o declínio populacional foi superior a 50 %, não tendo cessado as causas que estão na sua origem (A2). Esta situação tornou as duas espécies elegíveis para a categoria Em Perigo (EN). Contudo, o ajuste devido à situação regional permitiu descer um nível na categoria de ameaça.

Fatores de ameaça

A principal causa de regressão dos lagomorfos são as doenças virais, nomeadamente uma nova variante do vírus da febre hemorrágica (RHD2) que afeta o coelho-ibérico desde o início da segunda década do presente século (Monterroso *et al.* 2016); e a mixomatose, na lebre, cujos primeiros surtos foram detetados na Península Ibérica em 2018 (Garcia-Bocanegra *et al.* 2019). Contudo, a perda e degradação do habitat devido à intensificação e abandono agrícola, sobrepastoreio e instalação de florestas de produção, bem como a mortalidade excessiva por caça e atropelamento, estarão igualmente a contribuir para o declínio de ambas as espécies (Villafuerte & Delibes-Mateos 2019, Duarte *et al.* 2021a, 2021b).

Medidas de conservação

Os esforços deverão concentrar-se no combate às doenças. Para diminuir a incidência e prevenir a dispersão das doenças é necessária regulamentação adicional para os repovoamentos e para reforçar a fiscalização. É igualmente relevante implementar políticas de gestão territorial que evitem grandes extensões de monoculturas, mantendo elementos singulares na paisagem como sebes, bosquetes, linhas de água, o que beneficiará ambas as espécies. A promoção de habitats em mosaico será particularmente relevante para o coelho-ibérico. Nalgumas áreas onde as populações estejam mais reduzidas deverá ponderar-se uma redução do número de animais caçados. A mortalidade por atropelamento poderá ser mitigada direcionando os animais para locais onde o atravessamento das rodovias é seguro (p. ex. passagens hidráulicas, viadutos, passagens agrícolas).

Lacunas de conhecimento

Apesar de ambas as espécies de lagomorfos serem amplamente estudadas na Península Ibérica, o impacto das doenças, gestão cinegética, intensificação e homogeneização da paisagem e alterações globais, incluindo potenciais efeitos sinérgicos nas suas populações, continuam a ser objeto de controvérsia e debate. Assim, é fundamental monitorizar de forma estandardizada, a longo prazo e em larga escala, o estado sanitário e as tendências populacionais das duas espécies, de forma a compreender as alterações ambientais e/ou formas de exploração que estão a condicionar o crescimento das populações.

Roedores (Rodentia)

Entidades avaliadas

Das 15 espécies de roedores que ocorrem em Portugal Continental, foram avaliadas 12, todas elas consideradas residentes (Fig. 3.1). Entre as espécies que não foram alvo de avaliação incluem-se o rato-dos-lameiros (*Arvicola scherman*), que por ter apenas um registo em território nacional, foi considerado como de ocorrência indeterminada, e listado com categoria de Não Avaliado (NE), bem como o rato-preto (*Rattus rattus*) e a ratazana-castanha (*Rattus norvegicus*), que por serem consideradas espécies residentes, mas não-indígenas, foram listadas com categoria de Não Aplicável (NA). Embora o rato-preto tenha sido avaliado na última revisão do Livro Vermelho com o estatuto de Pouco Preocupante (LC) (Cabral *et al.* 2005), considerou-se que a espécie não reúne o conjunto de critérios atualmente definido pela UICN para avaliação nacional do risco de extinção (IUCN 2022).

Das 12 espécies avaliadas, 2 correspondem a novas entidades confirmadas em território nacional, nomeadamente o rato-das-neves (*Chionomys nivalis*), detetado pela primeira vez em 2014 no Parque Natural de Montesinho (Barros *et al.* 2016), e o rato-do-campo-lusitano (*Microtus rozianus*), uma nova espécie devido a alteração taxonómica, anteriormente descrita e avaliada como *Microtus agrestis* (Jaarola *et al.* 2004, Gimenez *et al.* 2012, Paupério *et al.* 2012, Kryštufek *et al.* 2017, Fletcher *et al.* 2019). Para além destas, o rato-dos-prados (*Microtus arvalis*) foi avaliado pela primeira vez, tendo-se reconhecido o seu carácter residente desde a sua primeira deteção em território nacional (Cruz *et al.* 2002). O risco de extinção das restantes 9 espécies, já avaliadas nas duas versões anteriores do Livro Vermelho (SNPRCN 1990, Cabral *et al.* 2005), foi reavaliado (ver 5. Síntese).

Para a quase totalidade das espécies foi assumido um tempo geracional sempre menor do que 3 anos, exceto no caso do esquilo (*Sciurus vulgaris*), para o qual se assumiu um tempo geracional de 4 anos. Sendo assim, para os roedores, a avaliação de redução ou declínio ou redução populacional (critérios A, B, C) teve como base os últimos 10 anos (e últimos 12 anos, no caso do esquilo), de acordo com os critérios da UICN (IUCN 2022).

Resultados

Adaptação regional

Para todas as espécies avaliadas com estatuto de ameaça ou quase ameaça foi considerada a possibilidade de ajuste da categoria de risco de extinção, de acordo com as recomendações da IUCN para avaliações de âmbito regional/nacional (IUCN 2012). Porém, uma vez que todas as espécies assim classificadas se encontram em situação desfavorável também em Espanha (p. ex. Palomo *et al.* 2007), assumiu-se que, em qualquer dos casos, a imigração de populações vizinhas não será significativa, não se justificando por isso qualquer alteração da categoria de ameaça ou quase-ameaça para nenhuma das espécies nestas condições.

Categorias

As avaliações resultaram na atribuição da categoria de ameaça Vulnerável (VU) para o rato-de-água (*Arvicola sapidus*), o rato-de-cabrera (*Microtus cabreræ*), e o rato-do-campo-lusitano (i.e. 25 % das espécies avaliadas), e categoria de Quase Ameaçada (NT) para o leirão (*Eliomys quercinus*) (8,3 % das espécies avaliadas). O rato-dos-prados e o rato-das-neves foram incluídos na categoria de Informação Insuficiente (DD) (16,7 % das espécies avaliadas). As restantes espécies (50 %) foram classificadas com categoria de Pouco Preocupante (LC) (5. Síntese).

Entre as 9 espécies de roedores avaliadas nesta e na última revisão do Livro Vermelho, apenas 2 (cerca de 22,2%) alteraram o estatuto anterior para uma categoria de ameaça ou quase-ameaça, nomeadamente o rato-de-água (anteriormente classificado como Pouco Preocupante (LC), e o leirão (anteriormente incluído na categoria Informação Insuficiente (DD) (Cabral *et al.* 2005). Em ambos os casos, a alteração de categoria deveu-se fundamentalmente a um aumento do conhecimento relativamente aos declínios populacionais das espécies, ainda que no caso do leirão haja ainda alguma incerteza relativamente à situação específica em território nacional. Globalmente, verificou-se um agravamento do risco de extinção entre as espécies de roedores que ocorrem em território nacional, com cerca de 33,3 % de espécies avaliadas classificadas como ameaçadas ou quase-ameaçadas, face aos 10 % verificados na avaliação anterior.

Critérios

O critério que esteve na base da atribuição de todas as categorias de ameaça e quase ameaça entre os roedores foi o critério A2, relativo a um declínio populacional igual ou superior a 30 % nos últimos 10 anos. As espécies classificadas nessas categorias estiveram também perto de cumprir o critério B2, apresentando áreas de ocupação inferiores a 2000 km², e declínios no número de indivíduos maduros, extensão de ocorrência, área de ocupação, ou qualidade do habitat. No entanto, para nenhuma destas espécies foi possível confirmar a ocorrência de fragmentação severa das suas populações ou a existência de flutuações extremas, de forma a cumprir todas as condições necessárias para classificação segundo o critério B (IUCN 2022).

Fatores de ameaça

Apesar de algumas espécies de roedores estarem bem-adaptadas às atividades humanas e poderem até ser pontualmente alvo de medidas de controlo, a grande maioria é sensível às alterações ambientais decorrentes da ação do Homem. Neste contexto, os principais fatores de ameaça prendem-se com as alterações nos usos do solo associadas à intensificação da produção agrícola (p. ex. irrigação, uso de inseticidas, herbicidas e outros agrotóxicos) e florestal (p. ex. expansão de monoculturas de exóticas), bem como alterações nos regimes de pastoreio (incluindo quer o abandono, quer o sobrepastoreio), e de exploração dos recursos hídricos (p. ex. drenagem de linhas de água). Também a expansão da rede rodoviária é apontada como uma ameaça importante, tendo em conta o possível impacto da mortalidade por atropelamento nas populações de muitas das espécies. Globalmente, estas alterações nos usos do solo resultam na perda e fragmentação de habitats naturais ou semi-naturais, assim como numa simplificação e homogeneização da paisagem a larga escala, comprometendo a persistência das espécies. A par destas alterações nos usos do solo, também as alterações climáticas são apontadas como uma ameaça relevante para o grupo dos roedores, uma vez que poderão resultar numa redução do nicho ecológico das espécies, agravando o seu risco de extinção em território nacional.

Outras ameaças importantes incluem possíveis interações bióticas com espécies invasoras (p. ex. competição com *Rattus* sp., e predação por visão-americano, *Neovison vison*), bem como o uso de venenos (rodenticidas) em ações de controlo mal dirigidas, ou a poluição atmosférica e contaminação por metais pesados, resultantes das atividades antropogénicas.

Medidas de conservação

Face às ameaças identificadas, as medidas de conservação para os roedores devem focar-se na manutenção ou criação de mosaicos de habitats naturais ou semi-naturais que garantam condições de sobrevivência e reprodução para as diferentes espécies, em particular as mais ameaçadas. Isso implica a adoção de práticas e sistemas de produção (agrícolas, florestais, pecuários) mais sustentáveis, incluindo o menor recurso a pesticidas e herbicidas, a prevenção do uso de rodenticidas, a manutenção de níveis de pastoreio adequados, a conservação e gestão de habitats marginais ou de outros elementos singulares (p. ex. árvores isoladas, arbustos, sebes, linhas de água, afloramentos rochosos, muros de pedra, charcos). Também a prevenção de fogos rurais, ou de ações que modifiquem os cursos de água e respetivas margens, a par da promoção de ações de controlo do visão-americano, constituem medidas de conservação importantes para muitas das espécies de roedores. Adicionalmente, sugere-se a criação de corredores ecológicos que permitam melhorar a conectividade não só entre as populações existentes, mas também, face às alterações climáticas, entre áreas de habitat favorável, atuais e futuras.

Estas medidas poderão ser implementadas no âmbito de legislação internacional que vise sobretudo a conservação dos habitats importantes para as espécies, uma vez que entre os roedores presentes em território nacional, apenas 20 % das espécies estão sujeitas a um regime legal de proteção considerando as Diretivas e Convenções ratificadas por Portugal (5. Síntese). A este respeito, importa referir que entre os mamíferos os roedores são o grupo menos representado nas agendas globais e regionais de conservação da biodiversidade (Entwistle & Stephenson 2000). Embora o foco em espécies mais carismáticas e atrativas seja compreensível, este enviesamento pode resultar num aumento do risco de extinção de espécies menos populares como os roedores (Lidicker 2007). Neste sentido, é fundamental que as ações de conservação dirigidas a estas espécies incluam também estratégias de sensibilização do público em geral para a importância ecológica dos roedores, nomeadamente o seu papel no funcionamento dos ecossistemas e na provisão de serviços de regulação.

Lacunas de conhecimento

Embora o volume de dados disponíveis para suportar a avaliação do risco de extinção dos roedores de Portugal Continental tenha aumentado consideravelmente nas últimas décadas, a monitorização das espécies a longo termo à escala nacional e o desenvolvimento de mais investigação sobre a biologia e ecologia das espécies são requisitos indispensáveis para colmatar as lacunas de conhecimento que persistem relativamente à distribuição, ocorrência, tendências populacionais, e fatores ambientais limitantes de muitas das espécies, em particular as Não Avaliadas (NE) ou com Informação Insuficiente (DD). Por outro lado, a monitorização regular das populações de roedores é também fundamental para confirmar e melhor suportar as tendências de declínio inferidas para os últimos 10 anos, assim como para melhor identificar as ameaças, e avaliar a eficácia de medidas de conservação a serem aplicadas.

Mamíferos Marinhos (Cetacea & Carnivora)

Entidades Avaliadas

Nas águas de Portugal Continental ocorrem 33 espécies de mamíferos marinhos dos quais 28 pertencem à Ordem Cetacea e 5 à Ordem Carnivora. Destas, foram avaliadas 16 espécies, todas pertencentes à Ordem Cetacea. As restantes 12 espécies de cetáceos e 5 espécies de carnívoros por serem de ocorrência ocasional, e existirem apenas alguns registos de avistamentos ou arrojamentos nas águas continentais, foram listadas na categoria Não Aplicável (NA) (Fig. 3.1).

Cinco das 12 espécies de cetáceos com ocorrência ocasional foram adicionadas pela primeira vez à lista dos mamíferos marinhos de Portugal, a baleia-de-bryde (*Balaenoptera edeni*), o cachalote-anão (*Kogia sima*), o golfinho-de-laterais-brancas-do-atlântico (*Lagenorhynchus acutus*), o golfinho-de-bico-branco (*Lagenorhynchus albirostris*) e o golfinho-de-fraser (*Lagenodelphis hosei*).

Outras duas espécies, a baleia-de-bico-de-true (*Mesoplodon mirus*) e o golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*), embora recentemente registadas, foram avaliadas por existir um maior conhecimento sobre a sua ocorrência e abundância. Também foram avaliadas algumas espécies para as quais existiam alguns registos de avistamentos em mar (cachalote *Physeter macrocephalus* e baleia-de-bico-de-blainville *Mesoplodon densirostris*) ou arrojamentos recentes de animais vivos na orla costeira (cachalote, baleia-de-bico-de-true e baleia-de-bico-de-sowerby *M. bidens*). Estas espécies ocorrem em ambientes oceânicos, para lá da plataforma continental, e apesar de os dados existentes serem muito escassos, relativos a períodos temporais curtos ou cobrindo apenas uma parte do ano, foi possível a aplicação dos critérios de avaliação.

Das entidades avaliadas, houve alterações na categoria atribuída a 10 espécies com ocorrência nas águas de Portugal Continental. Para 4 espécies não existia informação suficiente para avaliar o seu risco de extinção e assim, na presente avaliação foram consideradas na categoria de Informação Insuficiente (DD) (*M. densirostris*, *M. mirus*, *M. bidens*, *S. frontalis*). O cachalote (*P. macrocephalus*) foi considerado Ocasional (NA) na avaliação anterior (Cabral *et al.* 2005) e foi considerado na categoria de Informação Insuficiente (DD) na presente avaliação, uma vez que não há registos suficientes para definir o carácter da sua ocorrência. No caso do grampo (*Grampus griseus*) e da orca (*Orcinus orca*), considerados na categoria de Informação Insuficiente (DD) na última avaliação, o aumento de conhecimento permitiu a alteração da sua categoria. A orca, anteriormente classificada na categoria de Informação Insuficiente (DD), passou agora para a categoria de Criticamente em Perigo (CR), adotando-se a categoria atribuída à subpopulação do Estreito de Gibraltar (IUCN 2019), uma vez que a população que ocorre em Portugal Continental pertence a essa subpopulação. O grampo, anteriormente considerado na categoria de Informação Insuficiente (DD), foi agora classificado como Vulnerável (VU), devido ao reduzido tamanho da população.

Devido ao agravamento da situação do boto (*Phocoena phocoena*) e do golfinho-comum (*Delphinus delphis*) em águas portuguesas, houve também alteração nas categorias que lhes foram atribuídas.

Finalmente, tal como na anterior avaliação, para a baleia-comum (*Balaenoptera physalus*) adotou-se a classificação atribuída pela UICN a nível global, uma vez que as baleias-comuns que ocorrem em águas de Portugal Continental pertencerão à mesma população ou subpopulações do Atlântico Norte e enfrentarão as mesmas ameaças.

Para as espécies avaliadas, considerou-se o tempo geracional descrito na bibliografia (Murphy *et al.* 2007, Taylor *et al.* 2007).

Resultados

Adaptação Regional

Considerando o carácter altamente móvel dos mamíferos marinhos avaliados, não foi possível estabelecer se, no caso de populações reprodutoras regionais, ocorre imigração significativa justificando qualquer alteração de categoria de ameaça. No caso das populações visitantes, estas experienciam condições semelhantes dentro e fora da região (p. ex. os mesmos fatores de ameaça) pelo que se considerou igualmente que não deveria existir alteração de categoria de ameaça.

Categorias

Considerando as espécies avaliadas, 2 espécies (12,5 %) foram incluídas na categoria Pouco Preocupante (LC), apenas 1 espécie (6,3 %), o golfinho-comum, foi classificada como Quase Ameaçado (NT), 8 espécies (50 %) foram incluídas na categoria Informação Insuficiente (DD), 3 espécies (18,8 %) na categoria Vulnerável (VU) e 2 espécies (12,5 %), o boto e a orca, na categoria de ameaça mais elevada Criticamente em Perigo (CR).

Relativamente à avaliação anterior, salientam-se as seguintes situações:

- foram incluídas na categoria Informação Insuficiente (DD) 5 espécies que não tinham sido consideradas na última avaliação;
- a baleia-comum, anteriormente classificada como Em Perigo (EN) foi agora classificada como Vulnerável (VU), resultante da sua recuperação devido à suspensão da caça legal;
- o golfinho-comum, anteriormente classificado como Pouco Preocupante (LC) foi agora classificado como Quase Ameaçado (NT), devido à suspeita de redução da população relacionada com a mortalidade causada pela captura acidental em artes de pesca;
- a orca, classificada anteriormente na categoria de Informação Insuficiente (DD), com o aumento do conhecimento sobre a população que ocorre em águas portuguesas, foi agora classificada como Criticamente em Perigo (CR);
- o boto estava classificado como Vulnerável (VU) e foi agora considerado como Criticamente em Perigo (CR), devido ao aumento do conhecimento sobre a população e sobre as ameaças que enfrenta;
- o grampo estava incluído na categoria de Informação Insuficiente (DD) mas, em virtude do conhecimento entretanto adquirido, é agora classificado como Vulnerável (VU).

Critérios

Nos cetáceos, a ponderação final da categoria atribuída foi determinada por mais do que um critério (critérios C e D) apenas no caso da orca, devido ao diminuto tamanho da população e ao declínio continuado do número de indivíduos, todos incluídos na mesma subpopulação.

Para as espécies baleia-comum, golfinho-comum e boto, a informação relativa à regressão populacional determinou a sua classificação através do critério A.

O grampo foi classificado pelo critério D, devido ao diminuto tamanho da população que ocorre em águas portuguesas.

Fatores de Ameaça

A captura acidental em artes de pesca representa a principal ameaça para os pequenos cetáceos que ocorrem nas águas marinhas de Portugal Continental.

A colisão com embarcações torna-se particularmente relevante no caso dos grandes cetáceos, assim como a ingestão de macro-lixo por espécies que se alimentam a grandes profundidades.

Outras ameaças incluem a poluição, a sobrepesca e degradação de habitats com impactos na disponibilidade de presas, o aumento de tráfego marítimo, o aumento do ruído subaquático, bem como operações turísticas desordenadas de observação de cetáceos.

Medidas de Conservação

Todas as espécies de mamíferos marinhos apresentam estatuto legal de proteção conferido pela legislação nacional, comunitária e internacional.

Em Portugal estão designadas áreas marinhas protegidas dedicadas à proteção de cetáceos: o Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) e respetivo plano de gestão (Portaria n.º 201/2019), particularmente dedicado ao boto e ao roaz, e o Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). Está também regulamentada a utilização de equipamentos de dissuasão acústicos na arte xávega para evitar capturas acidentais de mamíferos marinhos (Portaria 172/2017 de 25 de maio).

No meio marinho, a recuperação da população de boto está fortemente dependente da diminuição da mortalidade associada a atividades humanas, particularmente no caso da captura acidental em artes de pesca. Sugerem-se esforços transfronteiriços para a implementação de estratégias e medidas de conservação, as quais podem incluir medidas regulamentares e de fiscalização, monitorização e investigação sobre parâmetros da biologia relevantes para a conservação da população.

Torna-se relevante destacar a situação do golfinho-comum, uma vez que, embora seja a espécie de cetáceo mais abundante em águas de Portugal Continental, apresenta taxas de mortalidade em artes de pesca particularmente expressivas. A implementação de medidas de diminuição da mortalidade devido a captura acidental apresenta um carácter urgente, de modo a evitar um agravamento da situação da população.

Lacunas de Conhecimento

A maioria das espécies de mamíferos marinhos consideradas ocasionais (NA), 12 espécies da ordem Cetacea e 5 espécies da ordem Carnivora, apresenta uma distribuição natural que não engloba as águas de Portugal Continental (p. ex. espécies de latitudes elevadas e espécies de águas tropicais e subtropicais) e os registos de ocorrência são esporádicos. Este reduzido número de registos indica uma representatividade marginal destas espécies nas águas de Portugal Continental relativamente às respetivas populações globais.

No caso das espécies de cetáceos incluídas na categoria de Informação Insuficiente (DD), a obtenção dos dados necessários à aplicação dos critérios de avaliação requer a disponibilização de recursos (logísticos e financeiros) adequados ao ambiente marinho, ao comportamento dos animais e à magnitude da área a amostrar.

Carnívoros Terrestres (Carnivora)

Entidades avaliadas

Das 14 espécies de carnívoros terrestres que atualmente ocorrem no território português, foram avaliadas 13, incluindo duas espécies com suspeita de serem naturalizadas, a geneta (*Genetta genetta*) e o sacarrabos (*Herpestes ichneumon*) (Gaubert *et al.* 2011), não tendo sido avaliado o visão-americano (*Neovison vison*) (classificado na categoria Não Aplicável NA), dada a sua condição de espécie exótica (Fig. 3.1). Foi ainda listado o urso-pardo (*Ursus arctos*), considerado Regionalmente Extinto (RE) no território português há quase dois séculos, com uma recente incursão registada no norte do país, muito provavelmente em consequência do processo de expansão de uma das populações em Espanha (Gregório *et al.* 2020) (ver 5. Síntese).

Apenas para a doninha (*Mustela nivalis*), e o arminho (*Mustela erminea*), foi estimado um tempo geracional inferior a 4 anos (1,7 e 3 anos, respetivamente), pelo que foi considerado um período de 10 anos para avaliar a redução do tamanho populacional destas duas espécies (critério A e C). Para as restantes, cujo tempo geracional considerado foi sempre maior que 4 anos, a avaliação destes critérios teve por base um período correspondente a 3 gerações.

Resultados

Adaptação regional

Para nenhuma das espécies avaliadas houve alteração de categoria após a segunda fase da avaliação regional. Não houve adaptação regional dos estatutos de ameaça, tendo em conta a situação em Espanha. Assim, e de acordo com as recomendações da UICN no que concerne a aplicação dos critérios para avaliação das espécies a nível regional ou nacional (IUCN 2012):

- 1) não foram consideradas como importantes possíveis processos de imigração a partir de populações espanholas localizadas em áreas que possibilitassem a chegada de indivíduos migrantes com significado para a sustentabilidade das populações nacionais;
- 2) o estatuto de ameaça e as tendências populacionais das populações espanholas das espécies de carnívoros (p. ex. Palomo *et al.* 2007) não diferem significativamente do estimado para as populações portuguesas.

Categorias

Das espécies avaliadas, cerca de 50 % foram classificadas com o estatuto de Pouco Preocupante (LC) e 36 % em duas das categorias de ameaça com mais elevado risco de extinção: 29 % Em Perigo (EN) e 7 % Vulnerável (VU). Para uma das espécies, o arminho (*Mustela erminea*), a informação disponível não permitiu aferir o risco de extinção e, por isso, foi incluída na categoria Informação Insuficiente (DD). O urso-pardo foi considerado Regionalmente Extinto (RE). O lobo-ibérico (*Canis lupus*), o toirão (*Mustela putorius*), o lince-ibérico (*Lynx pardinus*), e o gato-bravo (*Felis silvestris*) são as espécies que apresentam o estatuto de ameaça mais elevado (EN).

Relativamente às avaliações constantes no último Livro Vermelho (Cabral *et al.* 2005), verificou-se uma melhoria do estatuto de ameaça do lince-ibérico (de CR - Criticamente em Perigo para EN – Em Perigo), mas um agravamento do estatuto do gato-bravo (de VU - Vulnerável para EN – Em Perigo). O novo conhecimento gerado permitiu ainda clarificar o estatuto de algumas das espécies com a classificação anterior de Informação Insuficiente (DD), as quais são consideradas atualmente ameaçadas, o toirão e a marta (*Martes martes*), com estatuto de ameaça de EN e VU, respetivamente.

Crítérios

A classificação das espécies de carnívoros nas categorias de ameaça foi maioritariamente baseada na existência de populações muito pequenas ou restritas (critério D; p. ex. menos de 250 ou menos de 1000 indivíduos maturos) e na limitada área de ocupação (< 500 km²; critério B), com declínio da qualidade do habitat e os potenciais efeitos da hibridação. No entanto, a classificação do toirão como Em Perigo (EN) é suportada por uma assumida redução do tamanho da população (critério A), que se estima poder ter atingido ou vir a atingir os 50 %.

Fatores de Ameaça

A degradação e conversão dos ecossistemas nativos, em particular devido à implantação de áreas agrícolas de uso intensivo e plantações florestais (p. ex. Fernandes *et al.* 2019), causando fragmentação, e ao abandono dos campos agrícolas tradicionais e/ou ocorrência de incêndios (Moreira & Russo 2007), constituem importantes fatores de ameaça para os carnívoros. Muitas das espécies são ainda suscetíveis a outras perturbações antrópicas, como sejam a urbanização, a instalação de infraestruturas (p. ex. parques eólicos, estradas, barragens), o uso de métodos não seletivos nas ações de controlo de predadores e a mortalidade devida aos conflitos decorrentes da predação sobre espécies domésticas ou de interesse cinegético (Delibes-Mateos 2015). O declínio das populações de presas e as alterações climáticas, nomeadamente a diminuição da pluviosidade e o aumento da temperatura, poderão degradar as condições ambientais e a dinâmica das presas com impacto na manutenção de algumas populações nacionais de carnívoros (Rosalino *et al.* 2019).

Medidas de conservação

As medidas de conservação para os carnívoros terrestres devem focar-se primariamente na manutenção dos habitats naturais dos quais dependem para sobreviver e reproduzir-se e no aumento de conhecimento sobre estes mesmos requisitos para cada espécie. Por outro lado, a mitigação e a minimização das perturbações associadas à população humana e às suas atividades devem igualmente ser uma prioridade, nomeadamente:

- i) implementação de descontinuidades paisagísticas em áreas de agricultura e silvicultura intensiva, baseada na recuperação de habitat nativos;
- ii) utilização de métodos comprovadamente seletivos nas ações de controlo de predadores;
- iii) adoção de medidas eficazes de redução das taxas de atropelamento.

Por outro lado, a promoção das populações de presa, o aumento do conhecimento sobre patologias em circulação nas áreas de ocorrência e a monitorização regular das populações e dos conflitos (antigos e emergentes) deverão ser igualmente consideradas como prioritárias, em particular para as espécies com maior grau de ameaça.

Tendo em conta que alguns carnívoros têm interações negativas com a população humana e os seus animais domésticos, é importante considerar a implementação de ações específicas, em particular quando estas interações resultam num declínio das populações.

O processo de reprodução em cativeiro e reintrodução de linco está ainda em curso, com evidências de sucesso na manutenção de populações viáveis em habitats naturais.

Lacunas de conhecimento

Apesar do esforço desenvolvido nas últimas décadas, a quantidade e qualidade da informação biológica e ecológica disponível para as populações portuguesas de carnívoros continua a ser escassa. Assim, destaca-se a necessidade de gerar conhecimento e monitorizar:

- i) tendências populacionais;
- ii) área de ocupação a uma escala relevante, tendo em conta os requisitos ecológicos de cada espécie;
- iii) demografia;
- iv) impacto real da presença e expansão das espécies exóticas e domésticas;
- v) impacto da implantação de práticas agrícolas e silvícolas intensivas;
- vi) efeito de epizootias e de alterações sanitárias ambientais (ex. presença de fatores de anti-bioresistência).

Artiodáctilos (Artiodactyla)

Entidades Avaliadas

Em Portugal Continental ocorrem 6 espécies de artiodáctilos selvagens: a cabra-montês (*Capra pyrenaica*), o muflão (*Ovis aries*), o corço (*Capreolus capreolus*), o gamo (*Dama dama*), o veado (*Cervus elaphus*) e o javali (*Sus scrofa*), das quais foram avaliadas 4 espécies: a cabra-montês, o corço, o veado e o javali (Fig. 3.1). Às restantes 2 espécies (muflão e gamo) não se aplicaram os critérios de avaliação, tendo sido listadas com a categoria de Não Aplicável (NA), uma vez que são consideradas espécies Não-indígenas.

Resultados

Adaptação Regional

Em nenhuma das espécies avaliadas foi necessário proceder à adaptação regional da sua categoria de ameaça. Todavia, convém realçar que a cabra-montês tem vindo a registar um aumento gradual da área de distribuição e do número de efetivos em território nacional. A população não tem enfrentado flutuações extremas nem apresenta uma fragmentação severa e a categoria de ameaça em Portugal é, no presente, idêntico ao das populações espanholas (Quase ameaçado NT) (Palomo *et al.* 2007).

Categorias

Dos artiodáctilos selvagens avaliados 75 % foram classificados com o estatuto Pouco Preocupante (LC): o corço, o javali e o veado. Outros 25% correspondem a apenas 1 espécie,

na categoria Quase Ameaçado (NT), a cabra-montês, considerada criticamente Em Perigo (CR) na anterior avaliação (Cabral *et al.* 2005).

Critérios

Não foi registada regressão populacional ou declínio continuado em nenhuma das populações das 4 espécies avaliadas, confirmando-se mesmo um aumento da sua área de ocupação (Vingada *et al.* 2010, Fonseca *et al.* 2017, Carvalho *et al.* 2018).

Fatores de Ameaça

Nas últimas décadas tem-se verificado um aumento gradual das populações das várias espécies de artiodáctilos selvagens em Portugal, à semelhança do que acontece em muitos outros países europeus (Valente *et al.* 2020). Todavia, há alguns fatores de ameaça que importa referir e que requerem monitorização regular.

No caso da cabra-montês, destaca-se a reduzida variabilidade genética, a competição e a possível hibridação com as formas domésticas que partilham o mesmo território, para além da possibilidade de contração de doenças contagiosas (p. ex. sarna sarcóptica) (Herrero *et al.* 2021). Atualmente não se conhece o real impacto que o furtivismo poderá ter no comportamento, densidade e estrutura populacional desta espécie, pelo que é necessário reforçar-se a fiscalização.

Para o corço, os acidentes rodoviários, o turismo e as atividades que ocorrem no espaço natural de uma forma desordenada podem constituir fatores de ameaça. Destacam-se ainda os aspetos sanitários, que requerem vigilância regular, bem como a destruição e fragmentação dos habitats, a ocorrência de cães assilvestrados e as capturas ilegais.

No caso do veado, a introdução de exemplares originários de populações centro-europeias pode constituir uma ameaça para a composição genética das populações ibéricas. Por outro lado, o isolamento de algumas populações pode contribuir para a perda de variabilidade genética. A tuberculose, que afeta principalmente as populações do centro e sul de Portugal, deve continuar a ser monitorizada. Não se conhece o real impacto que o furtivismo poderá ter na dinâmica populacional da espécie, mas nalgumas populações pode ser relevante.

Devido aos prejuízos agrícolas e florestais causados pelo corço e veado, em particular em árvores jovens, existe a necessidade de compatibilização da presença destas espécies com outros usos do território. Nesse sentido as ações de libertações de corço e veado devem ser precedidas de uma avaliação detalhada, ponderados nomeadamente os possíveis impactos negativos que estas espécies possam induzir nas atividades agrícola e florestal.

Para o javali a captura ilegal e sobre-exploração cinegética podem ser ameaças a médio-longo prazo, bem como a pressão provocada pelos cães assilvestrados sobre as crias. Entre as doenças que presentemente afetam esta espécie destaca-se, pela sua prevalência e incidência, a tuberculose, representando a peste suína africana uma potencial ameaça. A triquinelose justifica um continuado despiste. A possibilidade de hibridação com a forma doméstica pode também constituir uma ameaça, especialmente no sul do país.

Medidas de Conservação

A padronização dos métodos de monitorização populacional, genética e sanitária é essencial e transversal às várias espécies de artiodáctilos selvagens. A monitorização populacional constitui um importante passo para a identificação dos fatores que regulam as populações selvagens, sejam eles de origem natural ou antrópica. O controlo do furtivismo e a valorização das espécies através da sensibilização e comunicação é igualmente importante. A implementação de planos globais de gestão cinegética é aconselhada para as espécies alvo de exploração de caça (o corço, o veado e o javali).

No que concerne à cabra-montês, devem ser monitorizados os contactos com a cabra-doméstica, no sentido de minimizar a competição por recursos, identificar possíveis casos de hibridação e prevenir a transmissão bidirecional de doenças infectocontagiosas. A predação por espécies silvestres ou assilvestradas deve, sempre que possível, ser registada e quantificada. A fiscalização é necessária para registar e dissuadir eventos de furtivismo, sobretudo direcionados à exploração e extração de troféus. A cooperação transfronteiriça na conservação e gestão da espécie é aconselhada.

Para o corço deve-se reforçar o investimento na gestão de habitats que inclua a recuperação de florestas de folhosas e do subcoberto arbustivo, enquanto que para o veado é crucial a monitorização genética para dissuadir e controlar a possível introdução de exemplares centro-europeus. A gestão dos contactos entre o gado doméstico e as populações silvestres de veado é importante para prevenir a transmissão bidirecional de doenças infectocontagiosas.

No que diz respeito ao javali deve-se promover a adoção de medidas e ações que potenciem os valores positivos associados à espécie, designadamente a caça e ecoturismo, e que minimizem os estragos em culturas agrícolas e plantações florestais, a disseminação de doenças, particularmente zoonoses, e a hibridação com o porco doméstico.

Lacunas de Conhecimento

Apesar do conhecimento sobre as espécies de artiodáctilos selvagens que ocorrem em Portugal ter aumentado consideravelmente nas últimas décadas, sugere-se a monitorização regular

e sistemática das suas populações. Destaca-se também a necessidade de se aumentar o conhecimento sobre a ecologia, genética, comportamento e sanidade das populações das duas espécies de ungulados selvagens não avaliadas: o gamo e o mufião.





Eulipotyphla

Erinaceus europaeus (Linnaeus, 1758)

Ouriço-cacheiro

Taxonomia

Eulipotyphla, Erinaceidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie comum, com área de distribuição estável e sem declínios populacionais nos últimos 10 anos que indiquem a atribuição de categoria de ameaça.

Distribuição

Global: Tem uma distribuição alargada pela Europa ocidental e central, desde a Península Ibérica até às áreas costeiras e meridionais da Escandinávia, estendendo-se até à parte ocidental da Rússia e ao leste da Polónia e Eslovénia. Ocorre na Irlanda e Reino Unido (Pfäffle 2010), bem como em algumas ilhas do Mediterrâneo (Córsega e Sicília) (Blanco 1998).

Portugal: Ocorre em todo o território continental. Foi introduzido nos Açores, nomeadamente em São Miguel, Santa Maria, Terceira, São Jorge, Pico e Faial. Não ocorre na ilha da Madeira.

População e Tendência

População: A dinâmica populacional é desconhecida em Portugal, porém é durante o período do Verão que atinge os máximos populacionais. Apresenta uma grande mortalidade durante o Inverno, especialmente nos jovens. A taxa de mortalidade durante o primeiro ano pode atingir os 70 %. A média do tempo geracional é 3 anos (Nores 2007), sendo que na natureza podem viver até aos 6 anos e em cativeiro até aos 10 anos (Magalhães & Costa 2009). Em Portugal e Espanha não existem registos recentes da abundância ou densidade de ouriço-cacheiro (Hernández 2020). No entanto, em França estimaram-se densidades médias de 4,4 indivíduos/km² em áreas rurais e 36,5 indivíduos/km² em áreas urbanas (Hubert *et al.* 2011).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Ocupa uma grande diversidade de habitats, desde áreas com elevada cobertura arbórea (bosques, floresta) até áreas mais abertas e humanizadas (Nores 2007, García *et al.* 2009). Localmente, pode ser encontrado em bermas de caminhos e de estradas, sebes, áreas agrícolas, parques e jardins urbanos, ou campos de golf (García *et al.* 2009, Bom 2020). Apresentam atividade crepuscular/noturna (Nores 2007) e um período de hibernação entre outubro e março com duração variável (Hernández 2020). Algumas populações da Península Ibérica não hibernam (Nores 2007, Hernández 2020). As áreas vitais variam entre 3 e 30 ha nos machos e entre 3 e 10 ha nas fêmeas (García *et al.* 2009, Hernández 2020). A dieta é composta sobretudo por invertebrados (insetos e minhocas), embora consumam ocasionalmente ovos, crias de aves e de pequenos mamíferos (Nores 2007). A informação sobre uso de habitat e atividade em Portugal é muito escassa.

Fatores de Ameaça

Em Portugal e na Europa o ouriço-cacheiro é suscetível a atropelamentos nas estradas com alguma frequência, sobretudo



Erinaceus europaeus ©Margarida Augusto

Erinaceus europaeus • Ouriço-cacheiro

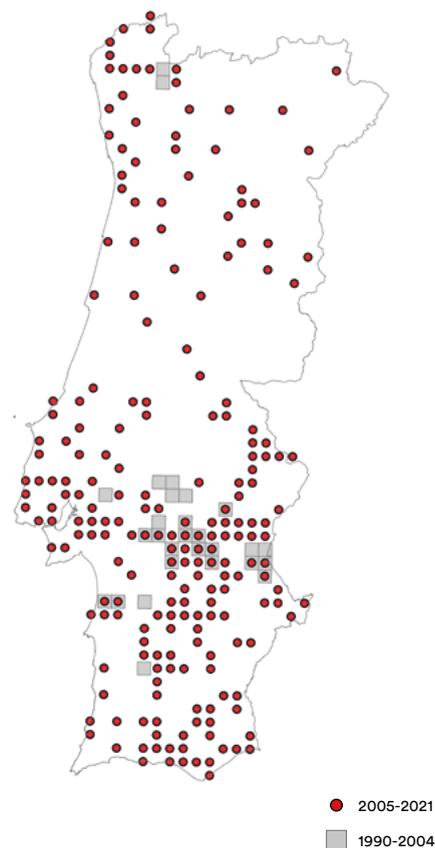
durante a primavera e verão, períodos em que são mais ativos. Na região de Évora, calcula-se uma média de 2,9 indivíduos atropelados/km/ano num período de 12 anos de monitorização (Universidade de Évora, dados não publicados). Neste conjunto de dados, verificou-se, a partir de 2010, uma redução de 14,5 % da mortalidade, podendo indicar uma redução das populações locais. No entanto, desconhece-se o impacto dos atropelamentos no tamanho das populações em Portugal. Em Itália também se verificou uma redução do número de atropelamentos da espécie nos últimos anos (Canova & Balestrieri 2019). Na Holanda, estima-se uma redução de 3 %-22 % da população nacional como consequência de mortalidade por atropelamento (Huijser & Bergers 2000), enquanto no Reino Unido a estimativa é de 10 %-20 % (Wembridge *et al.* 2016). No Reino Unido é referida a predação excessiva de ouriços por raposas e texugos, a perda de habitat, a expansão urbana, e a simplificação da paisagem agrícola (intensificação e diminuição de sebes) como fatores de ameaça às populações desta espécie (Pettett *et al.* 2018; Williams *et al.* 2018). O uso de pesticidas também é apontado como fator de ameaça (Canova & Balestrieri 2019).

Usos e comercialização

Em algumas regiões de Portugal era capturado para fins alimentares, estando agora esse costume em desuso. Presença frequente em centros de recuperação de animais selvagens devido à captura ilegal (entre outras causas).

Medidas de Conservação

Apesar de ser considerada uma espécie abundante em todo o país, faltam estudos em Portugal sobre a dinâmica da população em áreas naturais que permitam avaliar com rigor a sua tendência populacional. Relativamente à mortalidade, será benéfica a instalação de passagens inferiores para pequenos mamíferos em troços de estradas com maior concentração de mortalidade e a divulgação sobre a ilegalidade e o impacto da captura desta espécie.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de ouriço-cacheiro *Erinaceus europaeus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Medinas D & Santos S (2023). *Erinaceus europaeus* ouriço-cacheiro. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Sorex minutus (Linnaeus, 1766)

Musaranho-anão-de-dentes-vermelhos

Taxonomia

Eulipotyphla, Soricidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO - EN B2 ab(i,ii,v)

Fundamentação: Desde a última avaliação, foi efetuado um esforço de amostragem na tentativa de reconfirmar a presença de *Sorex minutus* na área de distribuição conhecida, nomeadamente Minho, Montesinho, Serra do Alvão, Serra da Malcata, Serra do Marão e Serra da Estrela. No entanto, a espécie apenas foi detetada em dois locais, nomeadamente na Serra da Estrela e na Serra de Arga (Pita *et al.* 2021). Portanto, estimou-se uma área de ocupação inferior a 10 km², o que esteve na origem da sua classificação. Como foi apenas detetado um indivíduo em cada local e dado que a distância entre os locais (196 km) é bastante superior à distância de dispersão máxima (2,75 km), considera-se que a espécie possui uma distribuição severamente fragmentada. Observou-se também um declínio continuado na área de ocupação. O possível intercâmbio com populações espanholas, onde a espécie ainda não se considera ameaçada (Palomo *et al.* 2007) levou a uma descida de categoria na 2ª fase de avaliação.

Distribuição

Global: Espécie euroasiática com uma distribuição desde a Península Ibérica e a costa Mediterrânica até ao Norte da Escandinávia e, para leste, até ao Lago Baikal (Mitchell-Jones *et al.* 1999). Em Espanha encontra-se no Sistema Central e no Norte do país, com uma distribuição fragmentada na Galiza.

Portugal: Ocorre de forma fragmentada em poucas regiões a norte do Tejo. Nos últimos 15 anos foram realizadas pelo menos 33 campanhas de armadilhagem na sua área de distribuição, não tendo sido possível confirmar a sua presença em Trás-os-Montes, Serra do Alvão, Serra do Marão e Serra da Malcata. Não foi possível estimar a extensão de ocorrência dado o número limitado de localizações da espécie.

População e Tendência

População: Com base na análise de regurgitações de coruja das torres em 2005 e 2021, foi detetado um declínio na abundância relativa superior a 70 % nos últimos 10 anos (Pita *et al.* 2021). Após 2005, a espécie foi detetada apenas em dois locais, situados a quase 200 km de distância entre si, pelo que se considera a existência de duas subpopulações e um elevado nível de fragmentação. Não existem dados suficientes para estimar potenciais flutuações populacionais. A esperança média de vida é de 7 meses, com um máximo de 16 meses. O tempo geracional é de 1 ano, tendo em conta que os indivíduos se reproduzem normalmente na época seguinte ao seu nascimento (Ivanter 2020). São solitários e territoriais.

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Ocorre em vários tipos de habitats incluindo bosques, charnecas, pastagens e zonas rochosas, entre outros. No sul da Europa evita ambientes mediterrânicos e prefere zonas de maior altitude. Pode ocorrer desde o nível do mar até cerca de 2000 m de altitude.



Sorex minutus ©Sophie von Merten

Sorex minutus • Musaranho-anão-de-dentes-vermelhos

Não hibernam nem entram em torpor. Para reduzir a sua alta taxa metabólica no inverno, reduzem o seu tamanho cranial e a massa corporal, características que definem o fenómeno de Dehnel (Baláz & Ambros 2006).

Possuem áreas vitais de 200 a 1860 m² e podem dispersar até 2750 m (Mukhacheva & Tolkachev 2022).

Alimentam-se de invertebrados epígeos, dando preferência a pequenos coleópteros, opiliões e aracnídeos (Churchfield & Rychlik 2006).

Fatores de Ameaça

Os fatores de ameaça mais relevantes são a perda do habitat devido às atividades humanas e o uso de pesticidas, causa direta da diminuição dos invertebrados.

Como a espécie prefere habitats húmidos, as alterações climáticas que originam verões mais secos, podem representar uma ameaça. A competição interespecífica com o musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*), o musaranho mais comum em Portugal que é favorecido por um clima mais quente e seco, é também uma ameaça (McDevitt *et al.* 2014).

A poluição pode também representar uma pressão presente e uma ameaça futura. A acumulação de toxinas é geralmente maior nos musaranhos do que nos pequenos roedores, provavelmente devido à sua elevada taxa metabólica e alimentação insectívora (Świergosz-Kowalewska *et al.* 2005).

Medidas de Conservação

Para avaliar melhor a situação da espécie em Portugal, será necessária uma caracterização detalhada da sua ecologia neste país.

Dado que a espécie prefere ambientes húmidos, considera-se muito relevante a proteção dos habitats de água doce e das zonas de turfeira.

A redução do uso de pesticidas e adubos químicos será também fundamental para esta espécie, dado o impacto que estes têm nas suas principais presas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de musaranho-anão-de-dentes-vermelhos *Sorex minutus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

von Merten S, Paupério JC & Calzada J (2023). *Sorex minutus* musaranho-anão-de-dentes-vermelhos. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Sorex granarius (Miller, 1910)

Musaranho-de-dentes-vermelhos

Taxonomia

Eulipotyphla, Soricidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU A2be

Fundamentação: A alteração da categoria de ameaça baseou-se num maior conhecimento da ecologia e distribuição em resultado de trabalhos direcionados (Tapisso *et al.* 2018, Pita *et al.* 2021) que permitiram estimar, com base num índice de abundância, uma redução populacional superior a 50 % nos últimos dez anos. A possibilidade de intercâmbio de indivíduos entre o Norte de Portugal e Espanha (Galiza) levou a uma descida de categoria na 2ª fase de avaliação.

Distribuição

Global: Espécie endémica da Península Ibérica. Ocorre na zona litoral do Noroeste da Península Ibérica e ao longo do Sistema



Sorex granarius ©Ana Carreira

Central em Espanha (Serra de Guadarrama, Serra de Gredos). A sua presença foi também assinalada, mas não confirmada, na parte norte do Sistema Ibérico e na Cordilheira Cantábrica (López-Fuster 2002).

Portugal: Apresenta descontinuidade em grande parte do território nacional, ocorrendo nas áreas de influência atlântica, nomeadamente nas zonas litorais a norte do rio Tejo até à Galiza, e nas áreas montanhosas do centro (Serra da Estrela) e norte (Serras do Gerês, Alvão-Marão, Montemuro e Montesinho).

População e Tendência

População: Desconhece-se o tamanho da população nacional, mas estima-se um declínio na abundância relativa da espécie nos últimos 10 anos. A maturidade sexual ocorre a partir dos 12 meses de idade, estimando-se um tempo geracional de cerca de 1 ano (Pacifici *et al.* 2013).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Existem ainda poucos estudos acerca da biologia e ecologia desta espécie, sendo entre os musaranhos, a menos estudada da Europa. Ocorre desde o nível do mar até aos 2000 m de altitude, e no Sistema Central e Ibérico ocupa as áreas acima dos 500 m. Está presente em todos os tipos de povoamentos florestais, desde pinhais, carvalhais a eucaliptais, e também em áreas de matos, áreas rupícolas e áreas agrícolas. Espécie insetívora, com uma dieta predominante em anelídeos, insetos, aracnídeos e moluscos (García-Perea *et al.* 1997, López-Fuster 2010).

Fatores de Ameaça

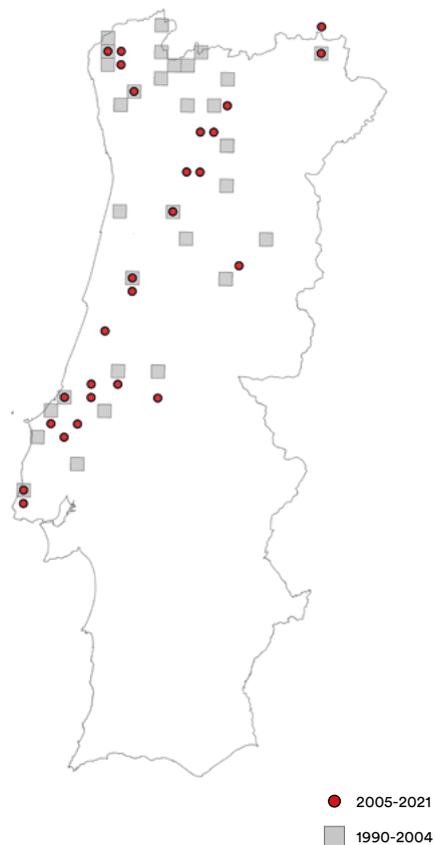
Os incêndios florestais, a destruição ou perda de habitat, as alterações climáticas e a aplicação de pesticidas e inseticidas na agricultura influenciam negativamente as populações do musaranho de dentes vermelhos.

Medidas de Conservação

O carácter endémico da espécie aliado à reduzida informação disponível, reflete a necessidade da realização de estudos que

Sorex granarius • Musaranho-de-dentes-vermelhos

permitam conhecer a dinâmica das populações. Como a espécie prefere ambientes húmidos, considera-se muito relevante a proteção destes habitats. A redução do uso de pesticidas e adubos químicos será também fundamental para a permanência e fixação desta espécie, dado o impacto negativo que estes têm nas suas principais presas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de musaranho-de-dentes-vermelhos *Sorex granarius* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Vale-Gonçalves H, von Merten S & Calzada J (2023). *Sorex granarius* musaranho-de-dentes-vermelhos. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Neomys anomalus (Cabrera, 1907)

Musaranho-de-água

Taxonomia

Eulipotyphla, Soricidae

Espécie recentemente considerada endemismo ibérico. Estudos moleculares demonstram que as populações ibéricas de *Neomys anomalus* apresentam uma elevada diferenciação genética em relação às restantes populações europeias identificadas como *Neomys milleri* (Igea *et al.* 2015)

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU A3c

Fundamentação: Espécie avaliada como vulnerável, devido à suspeita de uma redução populacional superior a 50 % com base na projeção, para os próximos 20 anos, da diminuição do nicho climático, em função de diferentes cenários de emissão de CO₂, traduzidos num declínio da qualidade do habitat (Neves 2022). A alteração da categoria de ameaça baseou-se num maior conhecimento da ecologia, comportamento e distribuição em resultado de trabalhos direcionados (Tapisso 2014) e de estudos levados a cabo para a toupeira-de-água (*Galemys*

pyrenaicus)

cuja amostragem também permite detetar a sua presença (Pita *et al.* 2021). A provável migração de indivíduos provenientes das populações espanholas, cujo padrão genético é semelhante (Querejeta & Castresana 2018), levou a uma descida de categoria na 2ª fase de avaliação.

Distribuição

Global: Espécie endémica da Península Ibérica (Igea *et al.* 2015). Apresenta distribuição descontínua com três núcleos: um desde o noroeste ao centro-este da Península Ibérica, outro localizado na Serra Morena e o terceiro núcleo compreende as Cordilheiras Béticas até ao sudeste peninsular (Querejeta & Castresana 2018).

Portugal: Ocorre a norte do rio Tejo, nas zonas montanhosas da Serra da Peneda-Gerês, Serra de Montesinho, Serra do Alvão, Serra de Montemuro, Serra de Bornes, Carrazeda de Ansiães, Douro Internacional, Serra da Estrela e Serra da Malcata.

População e Tendência

População: Suspeita-se que as populações possam estar em declínio devido à degradação e destruição de habitats aquáticos e à perda de nicho climático favorável. O acentuar destes fatores pode levar a um isolamento cada vez maior das populações existentes em zonas de maior altitude.

A longevidade varia entre 1 e 2 anos, sendo que a maturidade sexual é normalmente atingida após a passagem do primeiro inverno de vida. O tempo geracional é de cerca de 1 ano (Pacífico *et al.* 2013), considerando que os indivíduos se reproduzem normalmente na época seguinte ao nascimento. A atividade desta espécie é essencialmente noturna havendo a suspeita de apresentar um sistema social gregário (Niethammer & Krapp 1990, Hutterer *et al.* 2021).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Ocupa preferencialmente linhas de água de pequena extensão, com rápidos e pouca profundidade, com vegetação ribeirinha abundante e algum estrato arbóreo (Rychlik & Ramalinho 2005).



Neomys anomalus @Loaquim Tapisso

Pode ocorrer também em rios de maiores dimensões, albufeiras e áreas alagadas. Ocorre desde o nível do mar até aos 2000 m de altitude. Pensa-se que a dieta seja semelhante às espécies congéneres europeias, incluindo invertebrados terrestres como larvas de insetos, minhocas e aranhas, mas também invertebrados aquáticos.

Fatores de Ameaça

A espécie apresenta a categoria de ameaça de “Pouco Preocupante” pela UICN. No entanto, esta avaliação foi efetuada previamente à revisão taxonómica, baseada em dados moleculares, que considera as populações ibéricas distintas das restantes populações europeias (Igea *et al.* 2015). A atual distribuição restrita, a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos face às alterações climáticas, e a existência de populações isoladas com baixas densidades de indivíduos, requerem o acompanhamento a curto-médio prazo das populações da espécie, pois a tendência populacional é decrescente com possíveis extinções locais.

Medidas de Conservação

O estatuto taxonómico da espécie, suportado pelas análises moleculares e padrão fitogeográfico (Querejeta & Castresana 2018), apoia a necessidade de aprofundar o conhecimento da bioecologia e distribuição. Recomendam-se medidas de conservação que evitem a perda de habitat, a fragmentação das populações e a mortalidade de indivíduos, promovendo a naturalização dos sistemas dulçaquícolas (especialmente os cursos de água) e a heterogeneidade e maturidade da vegetação associada aos mesmos. Destacam-se a remoção de barreiras fluviais obsoletas de forma a diminuir a profundidade dos cursos de água e aumentar a permeabilidade ao longo dos corredores ripícolas; a recuperação dos bosques ripícolas; uma gestão equilibrada do consumo de água captado em fontes naturais, sobretudo para atividades agropecuárias; a diminuição da poluição orgânica e química dos sistemas aquáticos; a prevenção da limitação do alimento pela deterioração das comunidades de macroinvertebrados bentónicos; a redução da predação e/ou competição por espécies invasoras.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do musaranho-de-água *Neomys anomalus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Tapisso JT, Vale-Gonçalves H, Braz L & Calzada J (2023). *Neomys anomalus* musaranho-de-água. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Crocidura russula (Hermann, 1780)

Musaranho-de-dentes-brancos, Musaranho-de-dentes-brancos-comum

Taxonomia

Eulipotyphla, Soricidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A espécie tem uma ampla distribuição nacional, ocupando quase todos os habitats e ecótopos. Não há dados que suportem a diminuição da extensão de ocorrência e também não se conhecem fatores de ameaça que contribuam para um declínio a longo prazo.

Distribuição

Global: Ocorre no norte de África (Argélia e Marrocos), e na Europa ocidental e central. O limite norte de distribuição localiza-se na Alemanha, Suíça e Itália (Mitchell-Jones *et al.* 1999). Encontra-se ainda em algumas ilhas mediterrânicas e na Irlanda, onde é uma espécie invasora (Tosh *et al.* 2008).

Portugal: Encontra-se de norte a sul do país em todo o território continental, estando ausente nos Açores e na Madeira.

População e Tendência

População: A população apresenta uma tendência estável em território nacional, não se conhecendo quaisquer flutuações na extensão de ocorrência que possam comprometer a viabilidade das populações. Na Europa central, as alterações climáticas e a crescente urbanização parecem explicar a expansão da espécie pelo continente europeu (Vogel *et al.* 2002). Adicionalmente, a espécie já mostrou ser capaz de invadir territórios insulares com sucesso (Tosh *et al.* 2008).

A época de reprodução ainda não está bem definida em Portugal, mas estima-se que ocorra durante todo o ano, com exceção das regiões mais a norte, onde há uma interrupção nos meses mais frios de inverno (Massoud *et al.* 2014). O período de gestação prolonga-se por 26-30 dias, após o qual nascem 2-10 crias, sendo o mais comum 4-6 crias. A espécie pode ter até 4 ninhadas

por ano (Bouteiller-Reuter & Perrin 2005). As crias são desmamadas com cerca de 5-6 g ao fim de 13-20 dias de amamentação (Balloux *et al.* 1998). A maturidade sexual é atingida aos 2,5 meses de idade. O tempo geracional é de 1 ano.

É uma espécie semi-social que partilha parte do seu território com outros indivíduos, exceto quando forma casais monogâmicos na época de reprodução (Cantoni & Vogel 1989). Nalguns casos pode também ocorrer poliginia (Bouteiller-Reuter & Perrin 2000).

Tendência: Estável.

Habitat e ecologia

Prefere habitats abertos, com um bom coberto arbustivo, a habitats florestais (Torre *et al.* 2020). Na Europa central, está restrita a habitats urbanos e semi-urbanos durante o inverno pois estes oferecem melhores condições de proteção a baixas temperaturas, às quais a espécie é muito sensível (Ramalinho *et al.* 1999). Tem hábitos predominantemente noturnos, embora ocasionalmente possa estar ativa durante o dia (Oliveira *et al.* 2016). Dieta generalista, alimentando-se de diversos invertebrados.



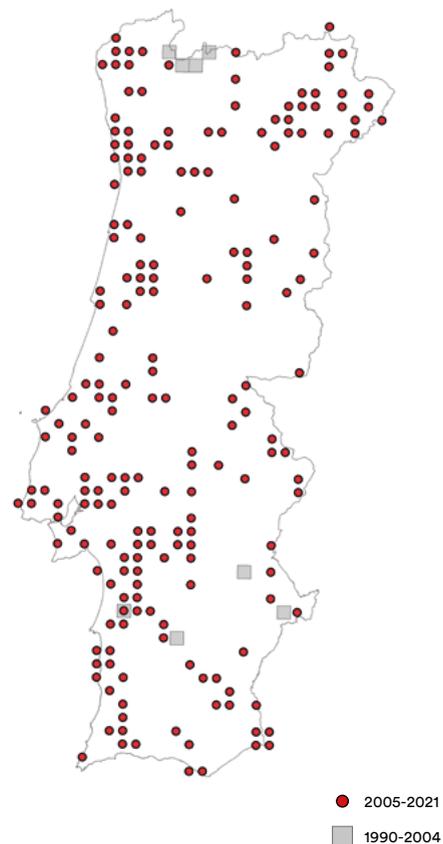
Crocidura russula ©Ana Cerveira

Fatores de ameaça

As populações meridionais (norte de África, sul da Península Ibérica) poderão estar ameaçadas pelas alterações climáticas e pela desertificação, dado que a espécie apresenta alguma sensibilidade a temperaturas muito elevadas no verão (Massoud *et al.* 2014). As populações no norte da Europa, dependentes do ambiente urbano, poderão sofrer declínios pontuais causados por atropelamentos, predação por animais domésticos, ou poluição e uso de pesticidas.

Medidas de conservação

Encontra-se em inúmeras áreas protegidas devido à sua ampla distribuição. Não se justifica a implementação de medidas específicas de conservação para a espécie.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do musaranho-de-dentes-brancos *Crocidura russula* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Oliveira FG, Calzada J & Román J (2023). *Crocidura russula* musaranho-de-dentes-brancos. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa

Crocidura suaveolens (Pallas, 1811)

Musaranho-de-dentes-brancos-pequeno

Taxonomia

Eulipotyphla, Soricidae

A filogenia de *Crocidura suaveolens* é complexa e a sua taxonomia encontra-se em discussão.

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN B1ab(i,iv)+2ab(ii,iv)

Fundamentação: Distribuição muito restrita com extensão de ocorrência e área de ocupação muito abaixo de 5000 km² e 500 km², respetivamente, tendo a presença recente sido registada em menos de cinco locais. Não há dados que permitam saber se cada uma das subpopulações identificadas é viável. Em comparação com dados anteriores, que incluem a identificação e o local de ocorrência de espécimes museológicos, parece verificar-se uma tendência para um declínio populacional. A categoria de ameaça poderá estar próxima de CR. A avaliação baseou-se num esforço de amostragem significativo e de identificação específica, com a confirmação morfológica e genética dos indivíduos analisados (Pita *et al.* 2021).

Distribuição

Global: Ampla área de distribuição que se estende pela Europa, Ásia e África (Hutterer *et al.* 2008). Na Europa ocorre desde a Península Ibérica e sudoeste de França até aos Balcãs (Biedma *et al.* 2019).

Portugal: Dados recentes limitam a distribuição ao norte do país embora dados anteriores sugiram uma distribuição mais alargada (Madureira & Ramalinho 1982, Libois *et al.* 1999, Bencatel *et al.* 2019), o que no presente carece de confirmação.

População e Tendência

População: As populações ibéricas, ao contrário do verificado em outras regiões, apresentam uma distribuição muito fragmentada. No passado, a ocorrência desta espécie foi

registada em vários locais no centro de Portugal (Bencatel *et al.* 2019), sendo atualmente apenas detetada no norte do país, o que parece indiciar um declínio populacional acentuado. O musaranho-de-dentes-brancos-pequeno pode ter várias ninhadas por ano, mas com um número de crias por ninhada relativamente pequeno quando comparado com outras espécies de *Soricinae* (número médio de crias por ninhada 2-5, Fons *et al.* 1997). Em ambientes mediterrânicos o período de reprodução começa no início da primavera e prolonga-se até ao outono, diminuindo de intensidade durante o verão. Normalmente, os indivíduos atingem a maturidade sexual na primavera seguinte (podendo os indivíduos reproduzir-se com menos de 12 meses de vida). Tempo de gestação: 28-33 dias. Tempo geracional para *Crocidura sp.* é de 2 anos (O'Grady *et al.* 2008).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Na Europa ocorre em diversos habitats desde vinhas, campos agrícolas e zonas húmidas com vegetação densa (Libois *et al.*



Crocidura suaveolens © Jacinto Román

Crocidura suaveolens • Musaranho-de-dentes-brancos-pequeno

1999, Hutterer *et al.* 2008). Em Portugal foi identificado recentemente em áreas de altitude elevada. Em Espanha, as populações do centro e norte da Península vivem em zonas montanhosas com florestas e/ou densos matagais, enquanto as populações do Sul, no Golfo de Cádiz, vivem em sapais (Biedma *et al.* 2019).

Espécie predominantemente noturna com tendência para agregação em grupos sociais (Rey 2002). A dieta baseia-se em pequenos invertebrados, mas pode também incluir pequenos mamíferos (Rey 2002).

Em Portugal, não foi possível confirmar alguns destes dados face ao reduzido conhecimento da espécie.

Fatores de Ameaça

Os fatores de ameaça mais relevantes são a perda do habitat e a diminuição das populações de invertebrados (sua principal fonte de alimento), devido principalmente a atividades humanas, como o uso de pesticidas.

O aumento das temperaturas e a diminuição das precipitações, resultado da mudança do clima, podem favorecer a presença de *Crocidura russula*, que tende a excluir competitivamente a espécie *Crocidura suaveolens* (Biedma *et al.* 2018).

Medidas de Conservação

Considera-se necessário um estudo detalhado da distribuição e ecologia da espécie. A recolha desta informação irá permitir clarificar quais os fatores de ameaça mais relevantes e definir medidas de conservação efetivas para a sua recuperação. Tendo em conta os registos conhecidos na Península Ibérica seria aconselhável proteger as áreas onde ainda existem populações e habitats favoráveis (áreas de mato, florestas e sapais).

A promoção do incremento das populações de invertebrados, nomeadamente pela redução do uso de pesticidas, será também fundamental para a conservação desta espécie insectívora.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de musaranho-de-dentes-brancos-pequeno *Crocidura suaveolens* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Calzada J, Mathias ML, Paupério J & Román J (2023). *Crocidura suaveolens* musaranho-de-dentes-brancos. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Suncus etruscus (Savi, 1822)

Musaranho-anão-de-dentes-brancos

Taxonomia

Eulipotyphla, Soricidae

Ocorrência

Residente – Res

Provavelmente introduzida acidentalmente em tempos históricos a partir de populações do Mediterrâneo oriental.

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A extensão de ocorrência é superior a 20 000 km². Apesar da área de ocupação estimada ser inferior a 500 km², as populações não se encontram em declínio ou severamente fragmentadas, nem apresentam flutuações extremas, estando a espécie presente em mais de 10 locais.

Distribuição

Global: Tem uma das distribuições geográficas mais amplas entre os insectívoros. Está distribuído no Sul do Paleártico, parte da região indo-malaia e no sudoeste da Península Arábica. Relativamente à distribuição na Europa, estende-se por quase todo o território da bacia mediterrânica e pode ser produto de introduções involuntárias em algumas ilhas, nomeadamente em Maiorca, Tenerife e Elba.

Portugal: Distribuição extensa e contínua a sul do rio Tejo e mais fragmentada a norte, com registos históricos nas regiões de Castelo Branco, Aveiro e Vila Real.

População e Tendência

População: Não existem dados sobre a tendência populacional a nível global e nacional. Porém, na Península Ibérica não parece ser uma espécie muito abundante nos vários locais onde foi confirmada (Blanco 1998, Pita *et al.* 2021). No entanto, é possível que esteja a aumentar nalguns locais, na Europa, e em particular na região mediterrânica, em resultado de introduções involuntárias (Fúrio *et al.* 2018). Também é uma espécie bastante tolerante às alterações antrópicas do habitat, podendo por isso colonizar facilmente novas áreas. Podem chegar até aos 18 meses

de vida, porém em cativeiro existem registos até aos 27 meses (Blanco 1998). A maturidade sexual acontece normalmente logo após o primeiro ano (Pacífici *et al.* 2013). Na Europa, a espécie reproduz-se na primavera e verão e nascem entre 2 e 5 crias, após um período gestacional de 27-28 dias. O tempo geracional é de 18 meses.

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

Pode viver numa grande diversidade de habitats. Por exemplo, no sudeste asiático vive tanto em bosques tropicais como em bosques temperados. No médio oriente pode ocupar também zonas desérticas. No Cáucaso pode existir em vários tipos de estepes, porém na Europa parece preferir os bosques mediterrânicos e temperados, zonas de estuário, matos, prados e ribeiras. É considerada uma espécie bastante sinantrópica por toda a distribuição, pois pode ocupar zonas rurais e urbanas, hortas e áreas cultivadas. A informação sobre as preferências de habitat e atividade em Portugal é muito escassa. A biologia e ecologia está pouco estudada, mas tem uma alimentação à base de invertebrados sobretudo de insetos



Suncus etruscus © Jacinto Román

***Suncus etruscus* • Musaranho-anão-de-dentes-brancos**

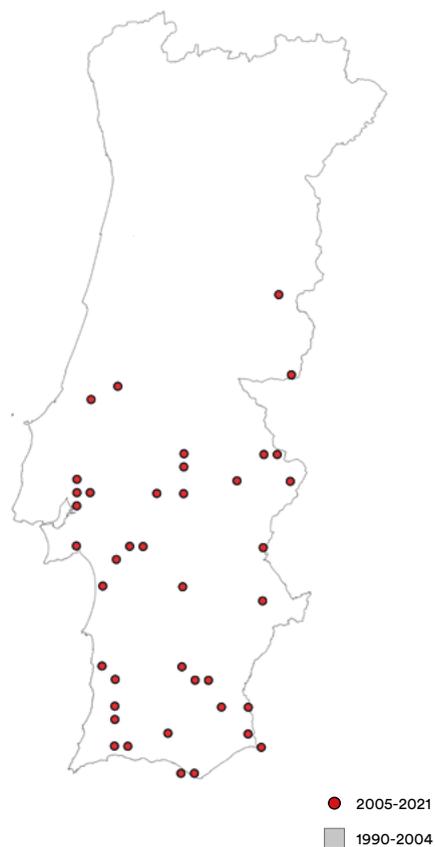
(gafanhotos, aranhas) que caça quase exclusivamente na superfície do solo. Diariamente pode comer em média cerca de metade do seu peso. Tal como o resto dos Crocidurinae, podem apresentar temporalmente algum torpor como resposta à falta de alimento e/ou às baixas temperaturas.

Fatores de Ameaça

Não são conhecidas ameaças. Devido ao seu tamanho reduzido pode passar despercebida ao Homem. A capacidade de ocupar habitats muito diversos diminui a vulnerabilidade perante eventuais alterações ambientais. Como ocorre em zonas agrícolas tradicionais, a intensificação agrícola destas áreas pode afetar negativamente as populações.

Medidas de Conservação

Recomenda-se a realização de estudos que permitam avaliar a situação atual da espécie em Portugal. Não parecem existir atualmente problemas significativos de conservação para esta espécie. Porém, atendendo aos cenários climáticos projetados para o séc. XXI, espera-se uma contração da distribuição potencial. Será necessário tomar algumas medidas que favoreçam a permeabilidade e conectividade das populações, sendo que em algumas áreas devem ser desenvolvidas medidas específicas de conservação, nomeadamente a manutenção do habitat e a diminuição do uso de pesticidas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de Musaranho-anão-de-dentes-brancos *Suncus etruscus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Medinas D, Calzada J & Roman J (2023). *Suncus etruscus* musaranho-anão-de-dentes-brancos. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Galemys pyrenaicus (Geoffroy, 1811)

Toupeira-de-água

Taxonomia

Eulipotyphla, Talpidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN B2 a+b(ii, iii)

Fundamentação: A espécie tem uma área de ocupação estimada inferior a 500 km², com um declínio continuado estimado na sua área de ocupação (e extensão), que será superior a 30 % nos últimos dez anos, apresentando fragmentação severa na qual mais de 30 % das populações podem estar isoladas, separadas mais de 20 km por habitat desfavorável e confinadas às secções de montante (montanhosas) das sub-bacias onde ocorre.

A alteração da categoria de ameaça baseou-se nos dados obtidos em novas amostragens que detetaram uma redução da área de ocupação com a formação de populações isoladas (Quaglietta *et al.* 2018, Pita *et al.* 2021, Fernández-González *com. pess.*).



Galemys pyrenaicus © Lorenzo Quaglietta

Distribuição

Global: Espécie endémica do Norte e Centro da Península Ibérica e Pirenéus (Portugal, Espanha, Andorra e França).

Portugal: Distribui-se pelas bacias hidrográficas dos rios Minho, Âncora, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Leça, Douro, Vouga, Mondego e Zêzere (Queiroz *et al.* 1998). Apresenta uma redução contínua nos limites da sua área de distribuição (Quaresma 2001, Quaglietta *et al.* 2018), onde atualmente está confinada nas zonas de cabeceira (Quaglietta *et al.* 2018). Amostragens recentes não permitiram confirmar a sua presença nas zonas de montante das bacias do Zêzere, Mondego, Minho, Âncora, Lima e Neiva (Fernández-González *A com pess*, Pita *et al.* 2021).

População e Tendência

População: Estimativa populacional nacional indica menos de 10 000 indivíduos maduros, incluindo a maior subpopulação que terá menos de 1000 indivíduos. O seu tempo geracional é de 1 ano (Escoda *et al.* 2019). Embora possa viver até seis anos, a esperança média de vida é de 1 a 3 anos (Fernández-González *et al.* 2019). Descrita como solitária, mas estudos recentes demonstram interações não agressivas, onde vários adultos partilham o espaço vital e os abrigos, sendo fiéis aos territórios (Melero *et al.* 2014).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Dependente de cursos de água lóticos de montanha, permanentes, de águas frescas e límpidas, de pouca profundidade e corredor ripícola maduro. Tem um período de atividade curto durante o dia e um longo durante a noite (Melero *et al.* 2014). A dieta é constituída essencialmente por macroinvertebrados bentónicos aquáticos, anelídeos e moluscos (Biffi *et al.* 2017), mas pode incluir também algumas espécies de vertebrados (Quaglietta & Beja 2019).

Fatores de Ameaça

A fragmentação e o isolamento populacional resultantes da construção de barragens, a poluição dos cursos de água e a destruição da vegetação ribeirinha são as principais ameaças

Galemys pyrenaicus • Toupeira-de-água

à espécie (Queiroz *et al.* 1998). A sobre-exploração dos recursos hídricos, as secas recorrentes e os efeitos das alterações climáticas podem ser decisivos na persistência de populações em ambientes mediterrânicos (Quaglietta *et al.* 2018).

O isolamento populacional pode causar uma perda irreparável da diversidade genética (Escoda *et al.* 2019), sendo que a predação por carnívoros, como o visão-americano (*Neovison vison*), poderá contribuir para a extinção de pequenas populações isoladas.

Medidas de Conservação

Ainda não existe um plano de ação nacional com medidas de conservação concretas para esta espécie. Foram realizadas medidas de conservação pontuais no âmbito dos aproveitamentos hidroelétricos do Baixo-Sabor, de Foz Tua e do SE do Tâmega, nomeadamente, ações de melhoria da qualidade de habitat através da recuperação de galerias ripícolas na bacia do Sabor (LEFT 2021) e remoção de açudes abandonados no rio Tinhela (EDP 2020). No âmbito do Sistema Eletroprodutor do Tâmega, realizaram-se ações de recuperação de habitats e melhoria de conectividade fluvial, resgate de exemplares na zona de enchimento das albufeiras, com translocação para reforço de populações afetadas por graves incêndios (BIOSFERA 2021).

Prioridades para a conservação de toupeira-de-água em Portugal devem incidir em: uma amostragem nacional, completa e padronizada, uma estimativa populacional baseada em genética não invasiva, para estimar o efetivo populacional total e das populações isoladas, um programa de controlo de visão-americano (*Neovison vison*), espécie em crescente sobreposição com a distribuição da toupeira-de-água (Lorenzo Quaglietta *com. pess.*), um restauro da conectividade fluvial nos rios onde a espécie ocorre, seguindo as orientações do *Green Deal* (da Comissão Europeia), que incluem a remoção de barreiras fluviais obsoletas em rios europeus.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas da toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Braz L, Pedroso N M, Fernández-González A & Quaglietta L (2023). *Galemys pyrenaicus* toupeira-de-água. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Talpa occidentalis (Cabrera, 1907)

Toupeira

Taxonomia

Eulipotyphla, Talpidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie frequente em todo o território continental, não havendo registo de flutuações extremas ou fragmentação severa das populações.

Distribuição

Global: Espécie endêmica da Península Ibérica, ausente desde a Cantábria até à costa da Catalunha (Jimenez *et al.* 1990).

Portugal: Distribuição contínua de norte a sul do território continental.

População e Tendência

População: Desconhece-se o tamanho da população nacional e estima-se um declínio no número de indivíduos maduros inferior a 10 % nos últimos 10 anos. A maturidade sexual ocorre a partir dos 12 meses de idade, estimando-se um tempo geracional de 12 meses. São animais solitários e os machos só procuram as fêmeas durante o período reprodutivo. Reproduzem-se sazonalmente com um ciclo que varia de acordo com a latitude (Jiménez *et al.* 1990). Durante a época de reprodução, os machos aumentam a rede de túneis na procura de fêmeas. O tempo de gestação é de aproximadamente 28 dias e as fêmeas têm em média 4 crias (Barrionuevo *et al.* 2004). Atingem o estado adulto com aproximadamente 1 ano (Barrionuevo *et al.* 2004). Os indivíduos adultos estão sexualmente ativos de setembro a maio, permanecendo em repouso sexual de maio a agosto (Jiménez *et al.* 1990). Nas populações podem aparecer indivíduos hermafroditas, cujos oócitos amadurecem e são funcionais durante a época reprodução (Barrionuevo *et al.* 2004).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Prefere habitats com solo profundo e húmido, pouco pedregoso, arenoso ou encharcado. Ocupa uma grande variedade de biótopos, desde bosques, prados, jardins e pastagens, onde se alimenta preferencialmente de anelídeos (Suárez-Seoane *et al.* 2013, Llorente *et al.* 2021) e de larvas de insetos. As presas são detetadas no ramificado sistema de túneis através das vibrissas, órgão sensorial que apresentam na ponta do focinho. A nível comportamental é uma espécie fossadora, ocorrendo grande parte da vida no subsolo, onde constrói complexas e profundas redes de túneis com auxílio das patas anteriores, apoiando o corpo no túnel com a ajuda das patas posteriores. Os montículos de terra, que são um indício indireto da sua presença, formam-se quando o processo de escavação é executado à superfície.

Fatores de Ameaça

Os incêndios florestais, a reflorestação, as práticas de mecanização e aplicação de pesticidas e inseticidas na agricultura influenciam negativamente as populações de toupeira. Também as alterações

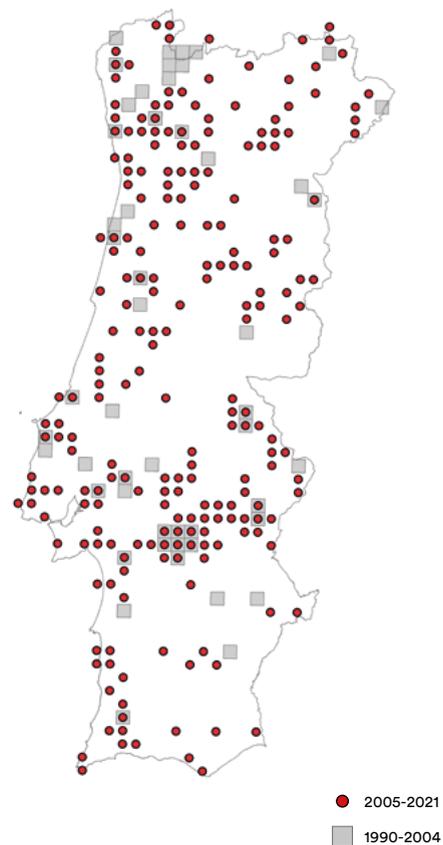


Talpa occidentalis • Toupeira

climáticas assumem um importante fator de ameaça, devido ao aumento do período de seca, aridez e erosão dos solos, em particular no centro e sul do país, onde é menos abundante (Suárez-Seoane *et al.* 2013).

Medidas de Conservação

A implementação de boas práticas agrícolas, que visem a minimização dos impactos da destruição de habitat, incêndios florestais e alterações climáticas, poderão beneficiar as populações de toupeira. É também essencial aprofundar o conhecimento ao nível da monitorização das populações, dinâmica populacional e requisitos ecológicos, por forma a melhor compreender as causas do declínio e identificar possíveis medidas de conservação a implementar.

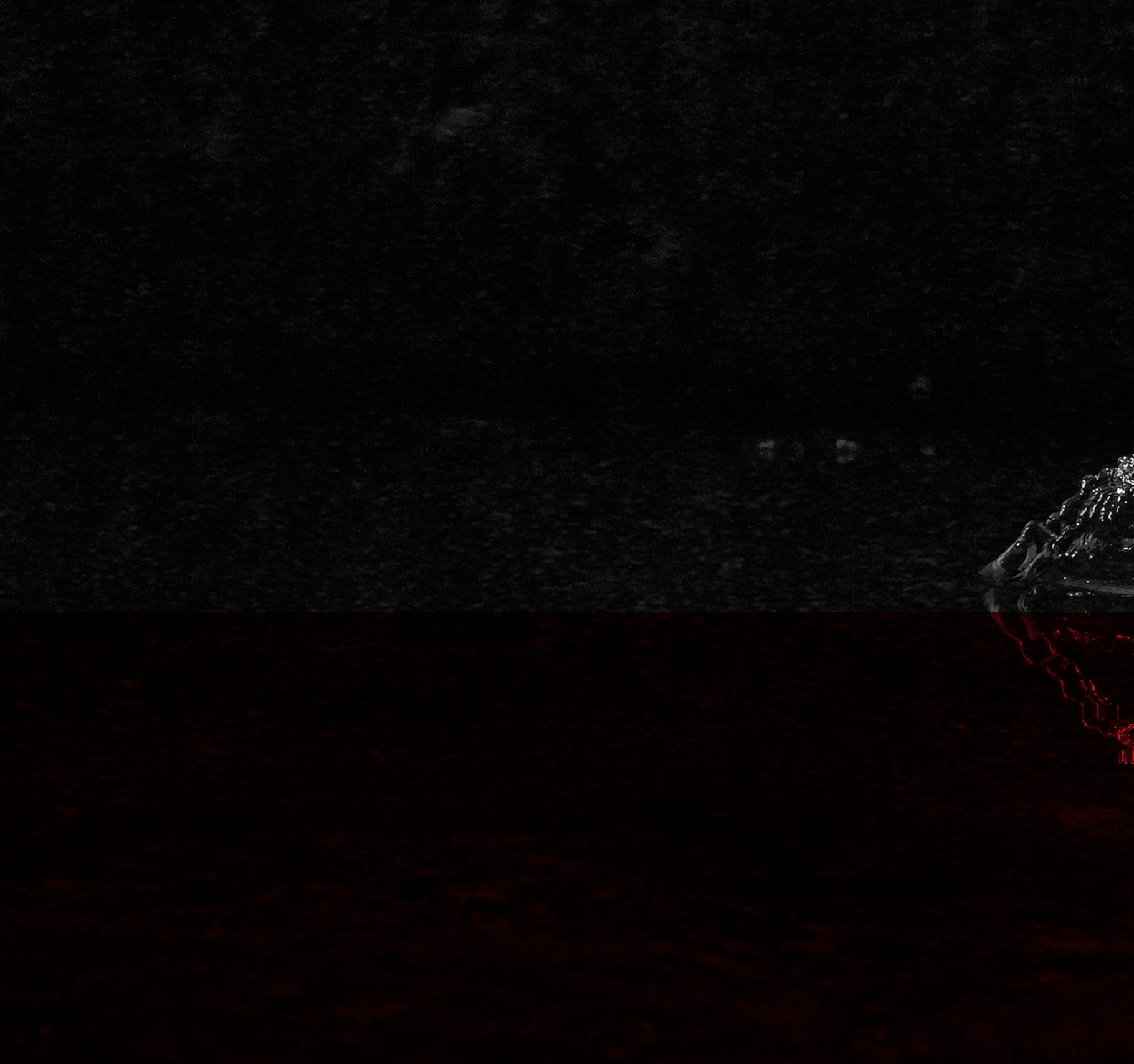


Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de toupeira *Talpa occidentalis* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ramalhinho MG & Vale-Gonçalves H (2023). *Talpa occidentalis* toupeira. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.





Chiroptera

Rhinolophus ferrumequinum (Schreber, 1774)

Morcego-de-ferradura-grande

Taxonomia

Chiroptera, Rhinolophidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Presente em todo o território continental com uma população aparentemente estável de cerca de 10 000 indivíduos maduros, distribuídos por subpopulações com menos de 1000 indivíduos maduros. Não se projeta que ocorra um declínio da população superior a 10 % nas próximas três gerações, ainda que se antevêja um ligeiro declínio no número de localizações. A alteração da categoria em relação à última avaliação (Cabral *et al.* 2005) não resulta de uma verdadeira alteração do risco de extinção da espécie, mas ao aumento do conhecimento sobre a ocorrência em território nacional nos últimos anos, resultante de um maior esforço de amostragem.

Distribuição

Global: Distribui-se desde o norte de África (Marrocos, Argélia e Tunísia), até ao Reino Unido e, por toda a Ásia Menor, até aos Himalaias (Dietz *et al.* 2013, Ransome *et al.* 2020).

Portugal: Ocorre em todo o território continental, sendo relativamente mais frequente nas regiões norte e centro (Palmeirim *et al.* 1999, Barreiro 2013). A Área de Ocorrência estimada é inferior a 2000 km² e a Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km². Estes valores correspondem a um aumento da Extensão de Ocorrência e da Área de Ocorrência, face à avaliação anterior (Cabral *et al.* 2005).

População e Tendência

População: Atinge a maturidade sexual entre os 2 e os 3 anos de idade, ainda que, em fêmeas sujeitas a elevado stress durante o crescimento, esta possa ser atingida até aos 8 anos (Ransome *et al.* 2020). A longevidade máxima registada para esta espécie foi 30,3 anos e o seu tempo geracional é de 9 anos (Pacifi *et al.* 2013).

Estima-se que em Portugal a população seja estável e constituída por cerca de 10 000 indivíduos maduros que se distribuem, normalmente, em subpopulações com menos de 100 indivíduos durante a época de hibernação e mais de 30 indivíduos durante a época de maternidade (ICNF 2014). As maiores colónias de hibernação e maternidade são constituídas por cerca de 1000 indivíduos (ICNF 2014).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

É uma espécie colonial e sedentária, que forma maternidades em edifícios e cavidades subterrâneas, hiberna em abrigos cavernícolas (Barreiro 2013, ICNF 2014) e efetua deslocações de 10 a 60 km entre abrigos de maternidade e hibernação (Hutterer *et al.* 2005).

As áreas de alimentação localizam-se em geral até 5 km dos abrigos, podendo situar-se até 14 km (Flanders & Jones 2009, ICNF 2014). A alimentação varia ao longo do ano e é constituída por coleópteros, lepidópteros, tricópteros, dípteros e himenópteros (Ransome & Hutson 2000, Flanders & Jones 2009). Caça em voo baixo sobre pastagens próximas de zonas bem arborizadas,



Rhinolophus ferrumequinum ©Nuno Cidraes-Vieira

Rhinolophus ferrumequinum • Morcego-de-ferradura-grande

em florestas de folhosas e ao longo de estruturas lineares como sebes e orla de florestas; ou pendura-se em galhos, até 2 metros do solo, onde aguarda a passagem das presas (Ransome & Hutson 2000, Flanders & Jones 2009, Ransome *et al.* 2020).

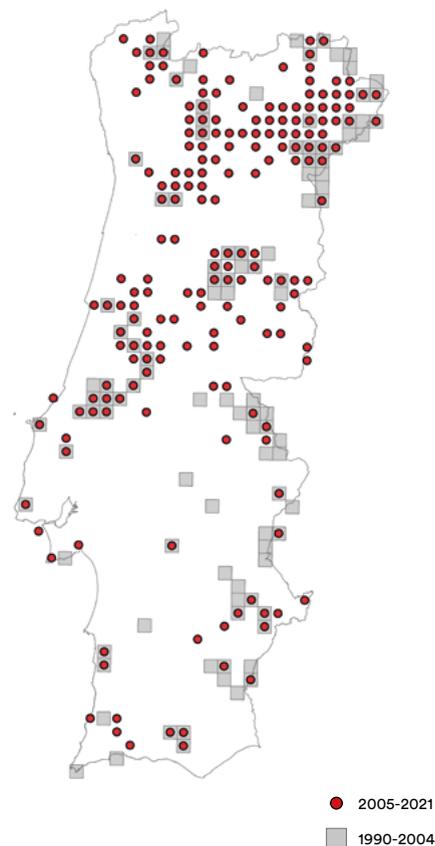
Fatores de Ameaça

Espécie bastante suscetível à perturbação e destruição dos abrigos e à perda de acessibilidade, por derrocada ou bloqueio da entrada por vegetação (Ransome & Hutson 2000). Em Portugal, alguns dos abrigos encontram-se ameaçados por reativação de explorações mineiras, perturbação excessiva por visitantes ou atividades nas imediações, degradação ou recuperação inadequada de edifícios, e proximidade excessiva a aerogeradores (ICNF 2014).

A homogeneização da paisagem, originada pelo aumento da urbanização, pela intensificação da agricultura e pela degradação dos habitats ripícolas, com conseqüente perda de habitat de alimentação, de corredores de voo entre abrigos e áreas de alimentação e o aumento da poluição (química e luminosa) são outros fatores que potencialmente ameaçam a espécie (Ransome & Hutson 2000, Dietz *et al.* 2013). Apesar de ser uma espécie relativamente resiliente às alterações climáticas, prevê-se que as populações se tornem tendencialmente menos numerosas no sul da área de distribuição (Rebelo *et al.* 2010). Por ser uma espécie que voa baixo e ao longo de orlas é suscetível à mortalidade por atropelamento (Medinas *et al.* 2012).

Medidas de Conservação

Aplicação de medidas agroambientais que favoreçam a heterogeneidade da paisagem, bem como a redução da aplicação de agroquímicos, particularmente na proximidade de abrigos (Froidevaux *et al.* 2017), a limitação de acesso de humanos a abrigos importantes, o corte periódico da vegetação à entrada de abrigos, a manutenção e recuperação adequada de edifícios (Ransome & Hutson 2000) e a criação de passagens para fauna em estradas são as principais medidas de conservação propostas para espécie (Abbott *et al.* 2012).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-ferradura-grande *Rhinolophus ferrumequinum* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Barreiro S (2023). *Rhinolophus ferrumequinum* morcego-de-ferradura-grande. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Rhinolophus hipposideros (Bechstein, 1800)

Morcego-de-ferradura-pequeno

Taxonomia

Chiroptera, Rhinolophidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie abundante e com uma ampla distribuição no território continental. A alteração da categoria de VU na anterior avaliação (Cabral *et al.* 2005) para LC, resulta do aumento do conhecimento.

Distribuição

Global: Amplamente distribuída na região mediterrânica, estando presente em todos os países europeus (incluindo ilhas) nesta região. A distribuição estende-se ainda para norte, até à zona sudoeste da Irlanda e Inglaterra (Taylor 2016). No norte de África pode ser encontrada em Marrocos, Argélia, Tunísia, Líbia e Egípto (Puechmaile *et al.* 2012, Bendjeddou *et al.* 2022), até à região envolvente do Mar Negro, Ásia Menor e de Levante,

e de forma fragmentada até à Arábia ocidental (Taylor 2016).

Portugal: Distribuição contínua em Portugal Continental abrangendo praticamente todo o território nacional. A Área de Ocupação estimada é inferior a 2000 km², com uma Extensão de Ocorrência estimada superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: A longevidade máxima conhecida é de 21 anos com um tempo geracional estimado de 7,1 anos. As fêmeas normalmente só se reproduzem no segundo ano de vida (Pacifci *et al.* 2013). A população nacional ultrapassa os 10 000 indivíduos adultos. A tendência populacional é desconhecida (ICNF 2014) e não são conhecidas flutuações extremas ou fragmentação da população em Portugal Continental.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

O morcego-de-ferradura-pequeno não é exclusivamente cavernícola. Hiberna tipicamente em minas e grutas (Crucitti & Cavalletti 2002), mas os abrigos de criação podem também ser encontrados em edifícios ou outras estruturas humanas (casas abandonadas, caves, sótãos) (Dietz *et al.* 2009). Os abrigos de criação albergam quase exclusivamente fêmeas, ocupando os machos abrigos separados. Apresenta um comportamento bastante sedentário e os abrigos de hibernação e criação raramente distam mais de 20-30 km (Gaisler & Chytil 2002). Caçam preferencialmente próximo dos abrigos, passando mais de metade do tempo num raio de 500 m destes, normalmente não se afastando mais de 2-3 km (Bontadina *et al.* 2002, Downs *et al.* 2016).

Caça quase exclusivamente na orla ou no interior de áreas florestadas, mas também pode usar zonas de vegetação ripícola ou zonas de matos mediterrânicos (Bontadina *et al.* 2002, Russo & Jones 2003). É um caçador oportunista e a dieta, composta essencialmente por pequenos insetos como dípteros, lepidópteros e neurópteros, está diretamente relacionada com a disponibilidade de presas (Bontadina *et al.* 2008, Mitschunas & Wagner 2015).



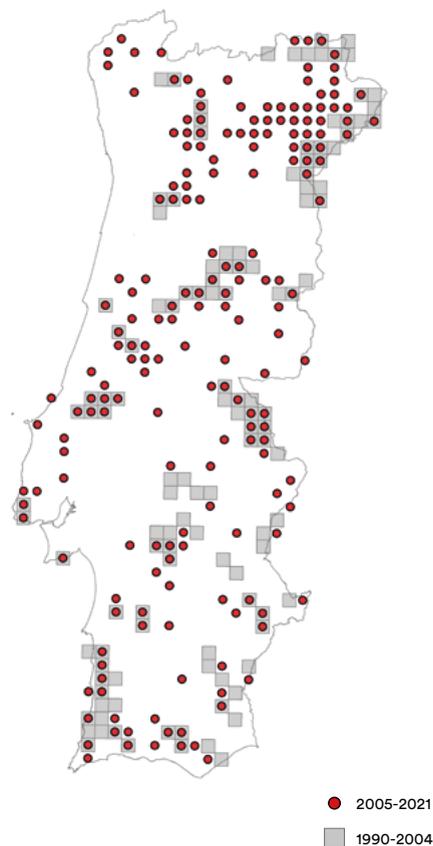
Rhinolophus hipposideros ©Nuno Cidraes-Vieira

Fatores de Ameaça

Apresenta especial vulnerabilidade a mudanças na paisagem que envolvam a diminuição de floresta autóctone, destruição de galerias ripícolas e a fragmentação de habitat (Reiter *et al.* 2013). A perturbação dos abrigos, incluindo o bloqueio das entradas por vegetação ou derrocadas, bem como a recuperação/requalificação de edifícios de forma inadequada, em especial os mais antigos, são dos principais fatores de ameaça (Dietz *et al.* 2009). Outra potencial ameaça é o uso de pesticidas que, para além de induzir uma diminuição no número de presas disponíveis, pode causar a morte dos efetivos por envenenamento devido à ingestão de insetos contaminados (Bontadina *et al.* 2000). Como exibe um voo lento e de baixa altitude, os atropelamentos são também um fator de risco (Medinas *et al.* 2013).

Medidas de Conservação

Deverão ser adotadas medidas de conservação e proteção legal dos principais abrigos de maternidade e de hibernação. De igual forma, a limpeza periódica da entrada de minas e grutas, as obras de manutenção de edifícios abandonados usados como abrigo, a implementação de planos de gestão visando a preservação da floresta autóctone e a redução da utilização de pesticidas nos habitats envolventes dos principais abrigos, devem ser igualmente considerados. Devido ao risco de atropelamento, em estradas (já existentes ou em construção), devem ser equacionadas medidas de mitigação de mortalidade, tais como a implementação de passagens para fauna (Abbott *et al.* 2012).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do morcego-de-ferradura-pequeno *Rhinolophus hipposideros* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Silva B (2023). *Rhinolophus hipposideros* morcego-de-ferradura-pequeno. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Rhinolophus euryale Blasius, 1853

Morcego-de-ferradura-mediterrânico

Taxonomia

Chiroptera, Rhinolophidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN B2ab(iii,iv)

Fundamentação: Área de ocupação reduzida (<500 km²) e baixo número de localizações confirmadas (< 5). Estima-se um declínio continuado da qualidade do habitat e do número de localizações. População reduzida (estimada entre 1000 e 5000 indivíduos maduros), sendo que as maiores subpopulações incluem poucas centenas de indivíduos (≤500).

A alteração da categoria de ameaça em relação à última avaliação (Cabral *et al.* 2005) não resulta de uma verdadeira alteração do risco de extinção da espécie, mas sim de uma intensificação da amostragem e aumento do conhecimento no país.

Distribuição

Global: Ocorre na região mediterrânica, abrangendo quase todo o sul da Europa entre as Penínsulas Ibérica e Balcânica (ausente em Creta), áreas isoladas no sul da Eslováquia e norte da Hungria, para além do noroeste de África. Surge ainda no Próximo-Oriente (Dietz *et al.* 2009, Juste & Alcalde 2016, Hutson *et al.* 2019, Garin & Goiti 2020).

Portugal: Ocorre predominantemente na zona centro e norte do país, em regiões cársicas e onde existem antigas explorações mineiras. Parece ser mais rara no Alentejo e está ausente do Algarve (Alves 2013).

População e Tendência

População: A maturidade sexual dos machos é atingida entre os 15 e 24 meses e das fêmeas aos 2 ou 3 anos (Dietz *et al.* 2009, Hutson *et al.* 2019, Garin & Goiti 2020). Tem uma longevidade de cerca de 13 anos (Dietz *et al.* 2009, Hutson *et al.* 2019) e o tempo geracional é estimado em 9 anos (Pacifci *et al.* 2013). A população nacional está estimada em menos de 10 000

indivíduos. Em Portugal, o número médio de indivíduos em colónias de hibernação com mais de 10 indivíduos é na ordem dos 275 indivíduos. As colónias de maternidade podem atingir um máximo de 330 indivíduos (ICNF 2014), conhecendo-se apenas quatro abrigos de criação. A tendência populacional não é clara, provavelmente devido à descoberta de novas colónias e à eventual confusão de identificação com *R. mehelyi* (ICNF 2014, Garin & Goiti 2020).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie tipicamente cavernícola, utiliza grutas e minas ao longo de todo o ano, mas pode também ocupar edifícios, estes mais associados a colónias de maternidade (Goiti *et al.* 2006, ICNF 2014, de Paz *et al.* 2015). É uma espécie sedentária que realiza movimentos sazonais de poucas dezenas de quilómetros entre abrigos de hibernação e maternidade (Dietz *et al.* 2009, Garin & Goiti 2020). Alimenta-se predominantemente de borboletas noturnas (Goiti *et al.* 2004, Goiti *et al.* 2008), que caça na orla ou no interior de áreas de vegetação densa com coberto arbóreo bem desenvolvido, como manchas de vegetação ripícola, sebes e florestas de folhosas autóctones (Russo *et al.* 2002, Aihartzta *et al.*



Rhinolophus euryale ©Ana Rainho

Rhinolophus euryale • Morcego-de-ferradura-mediterrânico

2003, Goiti *et al.* 2006, Salsamendi *et al.* 2012), situadas geralmente num raio de 5 km ao redor dos abrigos (Russo *et al.* 2005, Goiti *et al.* 2008, Barataud *et al.* 2012, Salsamendi *et al.* 2012).

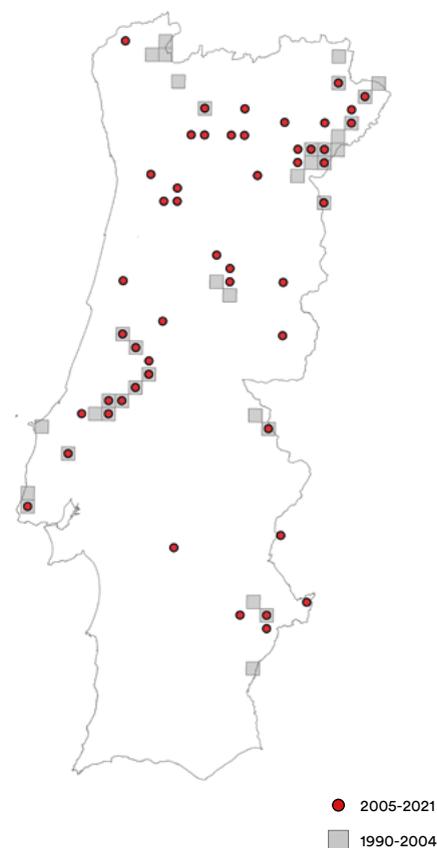
Fatores de Ameaça

Espécie bastante sensível à perturbação nos abrigos, podendo abandoná-los rapidamente (Dietz *et al.* 2009). Em Portugal é dependente de um reduzido número de abrigos, alguns dos quais são alvo de perturbação regular, tendo-se observado o abandono recente de dois abrigos de hibernação. Alguns abrigos estão também ameaçados por reativação da exploração mineira (ICNF 2014). A perda e/ou fragmentação de habitat e o uso de pesticidas em áreas florestais, corredores ripícolas e pomares, são também possíveis fatores indutores de declínio das populações (Dietz *et al.* 2009, Juste & Alcade 2016, Hutson *et al.* 2019). O atropelamento poderá também ter um papel relevante no declínio populacional, principalmente em troços de estradas próximos de colónias (Barataud *et al.* 2012).

Medidas de Conservação

A proteção legal e física dos abrigos é um imperativo de conservação, condicionando o acesso de humanos, com vedações adequadas (Rodrigues 1996), e interditando a atividade turística nesses locais (Dietz *et al.* 2009). A correta gestão dos habitats na envolvente dos abrigos é igualmente importante, por exemplo, através da prevenção da sua fragmentação, da preservação ou criação de corredores arbóreos que liguem as principais áreas de alimentação e da preservação dessas áreas (Dietz *et al.* 2009). Ainda importante será a prevenção de reduções significativas de densidade de presas, através da racionalização do uso de pesticidas nas florestas e corredores ripícolas, assim como na prevenção do efeito de atração provocado pela iluminação noturna (Dietz *et al.* 2009).

Importa também manter a monitorização das populações e fomentar a realização de estudos que permitam identificar outros fatores de ameaça e estabelecer medidas de conservação mais dirigidas (Cabral *et al.* 2005).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-ferradura-mediterrânico *Rhinolophus euryale* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Alves P & Rainho A (2023). *Rhinolophus euryale* morcego-de-ferradura-mediterrânico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Rhinolophus mehelyi Matschie, 1901

Morcego-de-ferradura-mourisco

Taxonomia

Chiroptera, Rhinolophidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN A3(b)

Fundamentação: Área de ocupação reduzida (<500 km²), número reduzido de localizações e declínio continuado estimado da qualidade do habitat e do número de localizações. População pequena (<5000 indivíduos adultos), tendo as maiores subpopulações poucas centenas de indivíduos. A tendência em Portugal é desconhecida, mas revela um marcado declínio em Espanha e na restante área de distribuição, projetando futuros declínios (>50 %) também em Portugal. É considerada uma das espécies de morcegos mais ameaçadas na Europa, juntamente com as espécies endêmicas insulares (Puechmaille 2020). A alteração da categoria em relação à última avaliação (Cabral *et al.* 2005) não resulta de uma verdadeira alteração do risco de extinção da espécie, mas de uma intensificação da amostragem no país.

Distribuição

Global: Distribui-se numa faixa estreita e descontínua ao longo do mar Mediterrâneo, Ásia Menor, Cáucaso e Irão (Dietz *et al.* 2009, Puechmaille 2020). Atinge o limite sul da distribuição a norte do Egito e do Magreb (Puechmaille 2020).

Portugal: Parece ocorrer nas regiões de clima tipicamente mediterrânico: regiões sul, centro e interior norte do país (Rainho 2013). Não foi ainda observado nas regiões do Minho e Douro Litoral. A Área de Ocupação estimada é inferior a 500 km² e a Extensão de Ocorrência é superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: Atinge a maturidade sexual entre o segundo e o terceiro ano de vida (Dietz *et al.* 2009, Puechmaille 2020), sendo de 9 anos a estimativa do tempo geracional (Pacifci

et al. 2013). A população nacional está estimada em menos de 10 000 indivíduos maduros, organizados em subpopulações geralmente com menos de 1000 indivíduos maduros (Dietz *et al.* 2009, ICNF 2014). A população mostra alguma estabilidade durante o período de hibernação, mas a tendência é desconhecida durante o período de maternidade (ICNF 2014). São conhecidas apenas 6 colónias de maternidade ocupadas. Projeta-se um declínio continuado do número de localizações, resultado de ameaças identificadas sobre vários abrigos da espécie (ICNF 2014).
Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie colonial estritamente cavernícola, abriga-se em grutas ou em minas de grandes dimensões (Rainho 2013), sendo muito raras as observações noutros abrigos e apenas indivíduos isolados (Dietz *et al.* 2009). Realiza movimentos regulares entre abrigos de maternidade, hibernação e acasalamento. Em Portugal, a distância máxima percorrida registada foi de 90 km (Palmeirim & Rodrigues 1992). Estudos feitos em vários pontos da sua área de distribuição confirmam que se trata de um especialista em borboletas noturnas (Puechmaille 2020). Na Península Ibérica



Rhinolophus mehelyi @Margarida Augusto

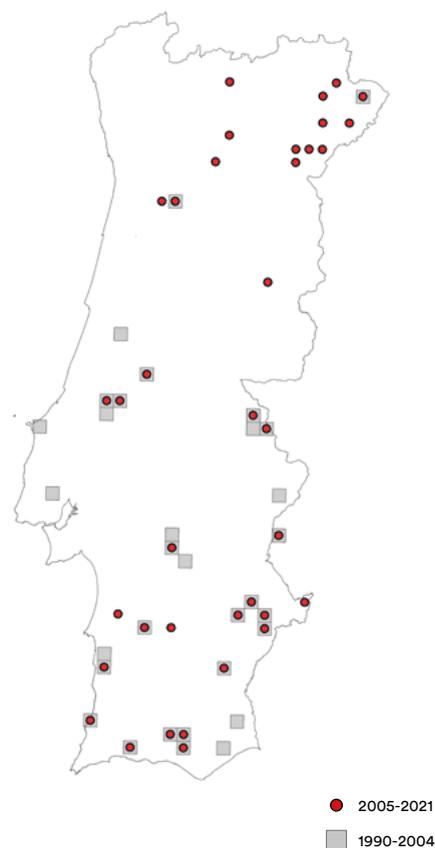
parece alimentar-se em zonas arborizadas, mesmo que pouco densas, preferindo zonas na proximidade de linhas de água (Rainho & Palmeirim 2011, Salsamendi *et al.* 2012).

Fatores de Ameaça

As razões para o declínio das suas populações e área de distribuição não são bem conhecidas (Alcalde *et al.* 2016). Depende de um número limitado de abrigos e a destruição e perturbação destes locais, particularmente durante os períodos de maternidade e hibernação, contam-se entre as principais ameaças. A homogeneização da paisagem, urbanização, uso de pesticidas, fogos e redução de habitat ripícola são também importantes ameaças na medida em que podem resultar em perda de habitats de alimentação (Alcalde *et al.* 2016). O voo baixo resulta num elevado risco de atropelamento, pelo que pode também ser afetada pela construção de estradas (Alcalde *et al.* 2016, Hutson *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

A proteção legal e física dos abrigos importantes, por exemplo, encerrando a entrada com vedações adequadas (Rodrigues 1996), é uma das medidas de conservação fundamentais. A correta gestão da paisagem na área envolvente aos principais abrigos é também importante. A inclusão das áreas adequadas para a alimentação na rede Natura 2000 é um primeiro passo para este objetivo (Rainho & Palmeirim 2013). Nestas áreas, medidas de gestão que garantam a preservação das linhas de água – qualidade da água e da vegetação ripícola, a racionalização do uso de pesticidas e a extensificação e heterogeneização do uso do solo são prioritárias (Rainho & Palmeirim 2011). Sendo uma espécie pouco conhecida e de distribuição restrita, importa também manter a monitorização das populações e fomentar a realização de estudos que permitam identificar outros fatores de ameaça e estabelecer medidas de conservação mais dirigidas e eficazes (Cabral *et al.* 2005).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-ferradura-mourisco *Rhinolophus mehelyi* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A, Alves P & Marques JT (2023). *Rhinolophus mehelyi* Morcego-de ferradura-mourisco. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis bechsteinii (Kuhl, 1817)

Morcego-de-bechstein

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Espécie com população estimada em menos de 10 000 indivíduos adultos e Área de Ocupação reduzida. Não há informação que permita estimar, projetar ou inferir o número de localizações ou subpopulações, nem qualquer informação sobre a tendência da população ou da qualidade do habitat. Anteriormente, estava classificado como Em Perigo, com base na sua reduzida população, Extensão e Área de Ocorrência e na suspeita de declínio continuado da qualidade do habitat (Cabral *et al.* 2005). A informação recente permitiu uma reavaliação do tamanho da população e dos parâmetros geográficos, mas mantém-se a lacuna de conhecimento noutros.



Myotis bechsteinii ©Paulo Barros

Distribuição

Global: Ocorre na Europa central e do sul e nas regiões temperadas do sudoeste asiático (Cáucaso e Ásia Menor) (Paunović 2016). Na Península Ibérica as observações são pontuais, parecendo ser mais frequente nas zonas de clima temperado marítimo (Carro 2007, Amorim 2013, Paunović 2016)

Portugal: Dados recentes revelam que a espécie ocorre de norte a sul do país, ainda que não tenha sido observada no distrito de Beja e seja conhecida apenas uma observação no Algarve. A Área de Ocupação é inferior a 500 km² e a Extensão de Ocorrência superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: Atinge a maturidade sexual entre o primeiro e o segundo ano de vida (ca. 400 dias, Krapp 2004), sendo de 5 anos o tempo geracional (Pacifiçi *et al.* 2013). A população nacional está estimada em menos de 10 000 indivíduos maduros, não havendo informação sobre o tamanho das subpopulações. A raridade da espécie, a degradação das florestas caducifólias maduras que se observou no passado (Napal *et al.* 2013) e o desaparecimento da mais importante colónia de maternidade no país, resultado de perturbação humana, indiciam um declínio da população em Espanha (Carro 2007, Paunović 2016).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie florestal, abriga-se em cavidades e fendas nas árvores, frequentemente faias (*Fagus sylvatica*) (Dietz *et al.* 2009), mas no sul de Espanha, todos os abrigos de maternidade conhecidos estão localizados em carvalho-cerquinho (*Quercus pyrenaica*) (Napal *et al.* 2009). Pode por vezes ocupar caixas-abrigo para aves e morcegos (Dietz *et al.* 2009). Quando a disponibilidade de abrigos é suficiente, mudam de abrigo frequentemente e as colónias de maternidade podem separar-se e reagrupar-se (sociedades de fissão-fusão, Kerth & König 1999). Os indivíduos revelam uma elevada fidelidade às suas áreas de alimentação (Kerth & König 1999), geralmente num raio <1 km dos abrigos (Dietz *et al.* 2009). Espécie de voo baixo. Alimenta-se de

Myotis bechsteinii • Morcego-de-bechstein

artrópodes florestais, que muitas vezes captura em superfícies (p. ex. folhas ou ramos) ou mesmo no solo (Dietz *et al.* 2009).

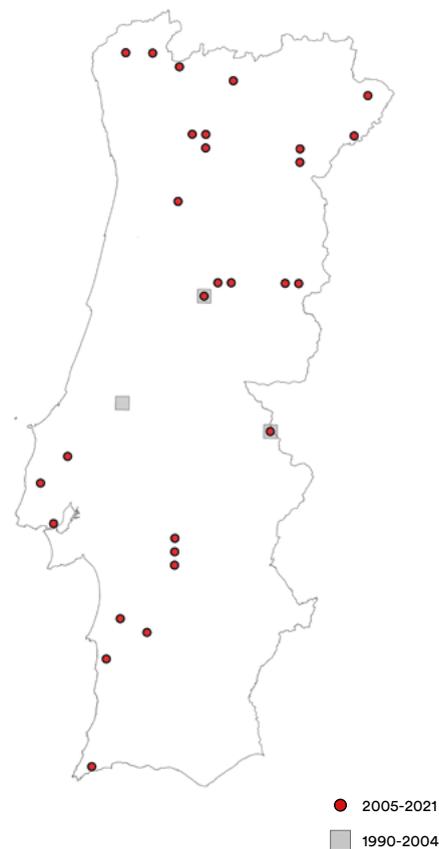
Fatores de Ameaça

Espécie estritamente florestal, muito dependente de florestas caducifólias maduras. A eliminação ou degradação destes habitats conduzem à perda de abrigos e de áreas de alimentação, constituindo por isso o maior fator de ameaça (Cabral *et al.* 2005, Dietz *et al.* 2009, Paunović 2016). A perda de árvores cavernosas parece ser um dos principais problemas (Paunović 2016). A intensificação da agricultura e o uso de pesticidas em áreas adjacentes às manchas florestais são também uma ameaça (Paunović 2016). O seu voo baixo, junto ao solo, resulta num elevado risco de atropelamento. A construção de estradas junto aos abrigos, resulta ainda num efeito de barreira e fragmentação do habitat (Kerth & Melber 2009). Sendo uma espécie de clima temperado, parece não estar entre as espécies mais ameaçadas pelas alterações climáticas (Rebello *et al.* 2010). Revela já, no entanto, algumas alterações na sua estratégia de vida que lhe permitirão melhor ajustar-se a um clima mais quente (Munding *et al.* 2022).

Medidas de Conservação

Dado o reduzido conhecimento existente em Portugal, é fundamental fomentar a realização de estudos dirigidos à localização de abrigos, quantificação de efetivos e tendência populacional (Cabral *et al.* 2005), a fim de melhor avaliar o seu estado de conservação e definir medidas dirigidas à proteção das colónias.

Estando muito dependente de áreas florestais, particularmente de florestas caducifólias maduras, a correta gestão destes habitats constitui uma importante medida de conservação (Carro 2007, Dietz *et al.* 2009, Paunović 2016). Importa assegurar a manutenção de árvores antigas e cavernosas e fomentar a riqueza e estruturação do coberto subarbóreo em áreas florestadas. É também fundamental reduzir o uso de pesticidas, e prevenir a mortalidade e fragmentação do habitat devido à construção de estradas e de outras infraestruturas lineares.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-bechstein *Myotis bechsteinii* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A (2023). *Myotis bechsteinii* morcego-de-bechstein. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis myotis (Borkhausen, 1797)

Morcego-rato-grande

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU C2a(i)

Fundamentação: Espécie com população estimada em pouco menos de 10 000 indivíduos adultos, repartidos em subpopulações com menos de 1000 indivíduos adultos cada. Declínio continuado estimado na qualidade do habitat e no número de localizações. Em Espanha, Garrido-García & Noguera (2007) reportam declínios na população e no número de localizações em diversas províncias, sugerindo um elevado risco de extinção para a espécie num futuro próximo.

Distribuição

Global: Ocorre nas regiões ocidental, central e sul da Europa, bem como em parte da Ásia Menor e do Levante. Está presente nas ilhas Baleares e na Sicília, mas não no Norte de África, Córsega, Sardenha, Chipre, Creta e Malta (Dietz *et al.* 2009, Zahn *et al.* 2022).

Portugal: É relativamente frequente na região Norte, Centro e Alentejo. Parece ocorrer esporadicamente no Algarve, região onde não são conhecidas quaisquer colónias de maternidade (Palmeirim *et al.* 1999) e onde não existem observações recentes (Rainho 2013). A Área de Ocupação é estimada em menos de 2000 km² e a Extensão de Ocorrência é superior a 20 000 km². Foi registado nos Açores, com base na identificação de um crânio e várias mandíbulas (Palmeirim *et al.* 1979), mas a sua ocorrência no arquipélago continua por confirmar (Rainho *et al.* 2002).

População e Tendência

População: Atinge a maturidade sexual entre o primeiro e o segundo ano de vida (Zahn *et al.* 2022), sendo 7,8 anos o tempo geracional (Pacifi *et al.* 2013). A população nacional está estimada em menos de 10 000 indivíduos maduros, organizados

em subpopulações geralmente com menos de 1000 indivíduos adultos, particularmente durante a hibernação (ICNF 2014). A dimensão da população mostra uma aparente estabilidade, ainda que com algumas flutuações anuais, mas projeta-se um declínio continuado do número de localizações, resultado de ameaças identificadas sobre vários abrigos (ICNF 2014).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Espécie colonial que se abriga essencialmente em cavidades subterrâneas embora raramente possa usar outras estruturas (Rainho 2013). Faz movimentos até 100 km entre abrigos de maternidade e de hibernação, sendo em regra fiel a ambos (Zahn *et al.* 2022).

Captura as presas – escaravelhos, grilos e aranhas (Ramos Pereira *et al.* 2002), no solo, em diversos tipos de habitats com reduzido coberto herbáceo e arbustivo (Rainho *et al.* 2010). No sul do país, as áreas de alimentação estão associadas à proximidade de linhas de água (Rainho & Palmeirim 2011). O abandono agrícola e conseqüente desenvolvimento de coberto lenhoso



Myotis myotis ©Margarida Augusto

(Moreira *et al.* 2020) e a redução das galerias ripícolas (Aguiar *et al.* 2018) indicia um declínio continuado da qualidade do habitat desta espécie.

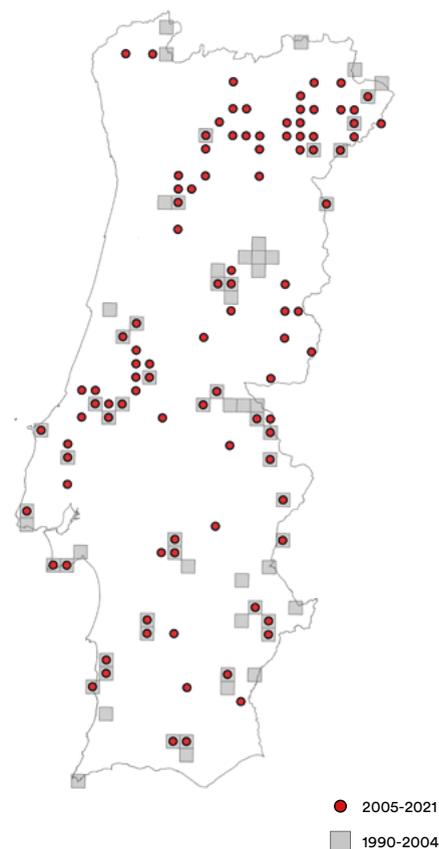
Fatores de Ameaça

Sendo uma espécie colonial e cavernícola, depende de um número limitado de abrigos. A destruição e perturbação destes locais, particularmente durante os períodos de maternidade e hibernação, contam-se entre as principais ameaças.

A homogeneização da paisagem, uso de pesticidas, abandono agrícola e redução de habitat ripícola são também importantes ameaças na medida que podem resultar em perda de habitats de alimentação, particularmente nas regiões mais a sul do país onde a disponibilidade de alimento pode ser limitante (Zahn *et al.* 2007). Esta espécie é listada como vulnerável às alterações climáticas, com previsão de redução de área de distribuição particularmente acentuada na região Mediterrânica (Rebello *et al.* 2010).

Medidas de Conservação

Os esforços de conservação devem focar-se na preservação dos abrigos e na gestão adequada das áreas de alimentação. A colocação de vedações adequadas é uma medida já implementada com sucesso em alguns locais (Rodrigues 1996), sendo por isso recomendada a sua instalação em todos os abrigos importantes. A gestão do habitat envolvente aos abrigos de maternidade é também fundamental, particularmente nas regiões mais secas do país. A abundância e disponibilidade de presas pode ser melhorada através da redução do uso de pesticidas, da preservação das linhas de água e da vegetação ripícola associada, e da criação de um mosaico de coberto do solo, onde manchas de vegetação densa com elevada abundância de artrópodes alternam com áreas de solo com coberto mais esparsa, onde as presas estão mais acessíveis (Rainho *et al.* 2010). A gestão do pastoreio nestas áreas poderá ser uma ferramenta fundamental para controlar o desenvolvimento de vegetação lenhosa e manter o mosaico de vegetação essencial para esta espécie (Rainho *et al.* 2010).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-rato-grande *Myotis myotis* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A, Augusto M & Ramos Pereira MJ (2023). *Myotis myotis* morcego-rato-grande. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis blythii (Tomes, 1857)

Morcego-rato-pequeno

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

As populações da Europa Ocidental e Central são consideradas como pertencendo à subespécie *M. b. oxygnathus* (Ruedi 2020).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

CRITICAMENTE AMEAÇADA – CR A3(b)+4(a,b)

Fundamentação: Espécie com uma pequena população (<1000), sofrendo uma elevada redução estimada no passado e projetada para o futuro (>80 %), com base em observação direta e num índice de abundância apropriado para a espécie. Tem uma reduzida área de ocupação (<500 km²) e encontra-se num número muito restrito de localizações (< 5). Foram registados declínios acentuados desta espécie em algumas regiões de Espanha (Garrido-García & Nogueras 2007).

Distribuição

Global: Distribui-se numa faixa que inclui a metade sul da Europa, incluindo algumas ilhas do Mediterrâneo, e que se estende até aos Himalaias e Quirguistão, através da Ásia Menor, Cáucaso e Irão. Há também alguns registos esparsos mais a leste, com situação taxonómica ainda por clarificar (Juste & Paunovic 2016, Ruedi 2020).

Portugal: Apenas são conhecidas colónias em Trás-os-Montes e Algarve, ainda que haja registos esparsos noutras regiões do país (Palmeirim 2013). A Área de Ocupação estimada é inferior a 500 km² e a de Extensão de Ocorrência é superior a 20 000 km². Alguns registos da espécie podem referir-se a *M. myotis*, mais abundante e morfológicamente muito semelhante (Palmeirim 1990).

População e Tendência

População: Reproduz-se no segundo ano de vida (Arlettaz *et al.* 2017) e o tempo geracional é de cerca de 7 anos (Pacifci *et al.* 2013). A população nacional parece ser de poucas centenas de indivíduos maduros, certamente menos de 1000. Parece estar em

declínio acentuado desde, pelo menos, o final do século passado (ICNF 2014); tendo em conta que os fatores que estão a causar esta regressão não são ainda claros, nem estão controlados, é de reear que a população continue a declinar. Os dados existentes sugerem que haja pelo menos duas subpopulações da espécie em Portugal, localizadas no Algarve e em Trás-os-Montes, sendo a ocorrência noutras regiões bastante limitada. A monitorização da espécie é difícil, não só devido à semelhança morfológica com *M. myotis*, mas também por formar colónias mistas com outras espécies de morcegos cavernícolas.

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Em Portugal refugia-se quase exclusivamente em abrigos subterrâneos, tanto naturais como artificiais. O mesmo padrão é observado na maior parte da sua distribuição, mas nas áreas mais a norte também usa edifícios e outras construções (Palmeirim 2013, Ruedi 2020). Pode formar grandes colónias mono-específicas, ou agregar-se a outras espécies como *M. myotis* e *Miniopterus schreibersii*.



Myotis blythii ©Nuno Cidraes-Vieira

Myotis blythii • Morcego-rato-pequeno

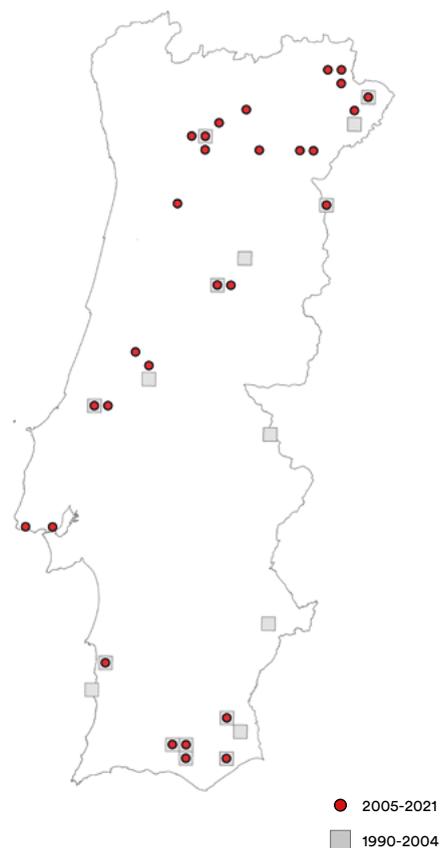
Caça principalmente ortópteros e coleópteros em zonas de vegetação herbácea como prados, estepes e pastagens (Arlettaz 1999), ou em áreas cársicas com vegetação esparsa (Ruedi 2020).

Fatores de Ameaça

Estando as populações concentradas num número muito reduzido de abrigos subterrâneos, tanto a perturbação como a destruição destes podem ter graves consequências. A perda de habitats de alimentação adequados, devida nalguns locais ao abandono do território, noutros à intensificação agrícola ou ao sobre-pastoreio, pode estar já a afetar a espécie, sendo de esperar que a situação se agrave no futuro. Há evidência de hibridação com *M. myotis* (Afonso *et al.* 2017). O cenário atual é de pequenas populações de *M. blythii* viverem em grande proximidade com populações muito maiores de *M. myotis*, o que pode aumentar a pressão de hibridação sobre *M. blythii*, com elevado risco de ameaça. Na Europa está entre as espécies de morcegos potencialmente mais ameaçadas pelas alterações climáticas previstas (Rebelo *et al.* 2010).

Medidas de Conservação

Uma parte relevante dos abrigos conhecidos estão incluídos em sítios da Natura 2000, mas é necessário garantir que estes não são excessivamente perturbados. Alguns dos abrigos devem ser escorados para não ficarem bloqueados por derrocadas. É muito importante identificar as áreas e habitats de caça em torno dos abrigos de maternidade, incidindo, entretanto, na proteção e promoção dos habitats que se sabe serem preferidos na Europa Central. Neste contexto, deve ser dada especial atenção a prados e outros tipos de vegetação herbácea, que não deve ser sobre-pastoreada.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-rato-pequeno *Myotis blythii* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Palmeirim JM (2023). *Myotis blythii* morcego-rato-pequeno. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis escalerae Cabrera, 1904

Morcego-de-franja-do-sul

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Anteriormente denominado como *Myotis nattereri* (Cabral *et al.* 2005). A alteração na taxonomia resultou da descoberta de que *M. nattereri* é um complexo de quatro espécies crípticas, sendo *M. escalerae* a espécie que ocorre em toda a Península Ibérica, Baleares e vertente sudeste do Pirenéus (Ibáñez *et al.* 2006).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU B2ab(iv); C2a(i)

Espécie com população estimada em menos de 10 000 indivíduos maduros, repartidos em subpopulações com menos de 250 indivíduos maduros cada. Área de ocupação inferior a 2000 km², reduzido número de localizações (<10) e declínio continuado estimado no número de localizações. Em Espanha apresenta ampla distribuição embora seja conhecida em poucas localidades.

Distribuição

Global: Ocorre por toda a Península Ibérica, pelo menos até aos 1500 metros de altitude, chegando à encosta leste dos Pirenéus e às Ilhas Baleares (Maiorca, Menorca e Ibiza), sendo

a distribuição em Espanha provavelmente mais ampla, embora seja conhecida em poucas localidades (Ibáñez *et al.* 2006, Evin *et al.* 2009, Salicini *et al.* 2011, Puechmaillé *et al.* 2012).

Portugal: Distribui-se por todo o território continental e os poucos abrigos conhecidos ocorrem desde o litoral ao interior (Palmeirim *et al.* 1999). A Área de Ocupação estimada é inferior a 2000 km² e a Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km².

População e Tendência

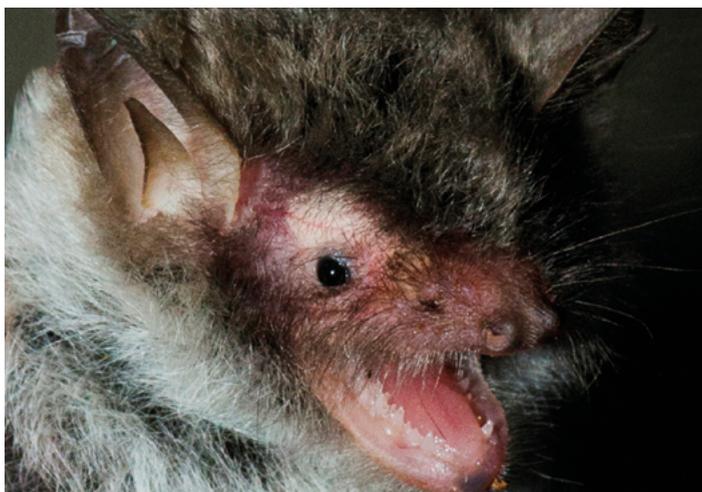
População: Assumindo que as características demográficas serão semelhantes às descritas para *M. nattereri*, *M. escalerae* deverá atingir a maturidade sexual entre o primeiro e o segundo ano de vida (Linton & MacDonald 2020), sendo de 5,8 anos o tempo geracional (Pacifi *et al.* 2013). Os acasalamentos ocorrem no outono e os nascimentos em maio-junho, ficando os juvenis independentes no mês seguinte.

Devido aos hábitos fissurícolas, a dimensão das diferentes subpopulações é, frequentemente, difícil de estimar. As colónias não são visíveis no interior dos abrigos, só se sabendo da sua existência por se capturarem indivíduos durante a emergência das cavidades (ICNF 2014). A população nacional está estimada em menos de 10 000 indivíduos maduros, organizados em subpopulações geralmente com menos de 250 indivíduos maduros (ICNF 2014). Projeta-se um declínio continuado do número de localizações, como resultado das ameaças identificadas sobre os seus principais abrigos (ICNF 2014).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie colonial, fissurícola, abriga-se em cavidades subterrâneas, raramente usando outras estruturas (Palmeirim *et al.* 1999, Ibáñez *et al.* 2006). Em Portugal, a espécie é conhecida a partir de um número reduzido de abrigos de maternidade (<10), não sendo conhecidos abrigos de hibernação (ICNF 2014). Provavelmente apresenta comportamento de alimentação semelhante a *M. nattereri*, capturando presas na superfície de folhas ou solo, utilizando o uropatágio (Ramos Pereira 2013), embora possua capacidade de caçar em voo (Benda *et al.* 2006). Os habitats de caça incluem montados, florestas de coníferas e pomares, mas prefere zonas com ampla cobertura de árvores caducifólias (Quetglas 2007).



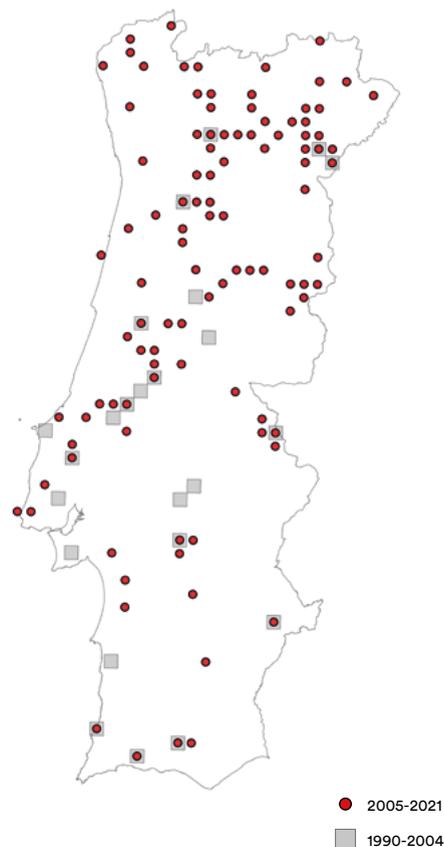
Myotis escalerae ©Marta Borges

Fatores de Ameaça

Sendo uma espécie colonial e cavernícola, depende de um número limitado de abrigos. A destruição, vandalismo e perturbação destes locais – particularmente durante os períodos de maternidade e, possivelmente, hibernação – contam-se entre as principais ameaças. Como para todas as espécies insetívoras, o uso de pesticidas é uma séria ameaça. O aumento significativo do número de eventos de seca previstos para Portugal (EEA 2021) conduzirá necessariamente a alterações na disponibilidade de presas. Assim espera-se que a área de ocupação de *M. escaleraei* possa diminuir substancialmente, possivelmente conduzindo à fragmentação das populações, com conseqüente aumento da endogamia e perda de diversidade genética (Razgour *et al.* 2015).

Medidas de Conservação

Os esforços de conservação devem focar-se na preservação dos abrigos e na gestão adequada das áreas de alimentação. A proteção legal e física de todos os abrigos de maternidade conhecidos é crucial, o que poderá ser atingido através da colocação de vedações adequadas ou da minimização da perturbação desses abrigos nesse período crítico para a espécie. Devem ser ampliados os esforços de identificação dos abrigos de hibernação, assim como dos principais habitats de alimentação e espécies de presas. A gestão do habitat envolvente aos poucos abrigos de maternidade conhecidos é outra medida fundamental, principalmente porque se situam em regiões muito suscetíveis a eventos de seca acentuada durante o verão mediterrânico. A disponibilidade de locais preferenciais de alimentação e de presas, assim como a resiliência a eventos regionais de seca, poderão ser aumentadas através da proteção dos remanescentes de florestas nativas de caducifólias. Além disso, os programas de reflorestação deverão contemplar preferencialmente estas espécies de árvores, naturalmente mais resistentes a incêndios, atuando simultaneamente na regulação dos sistemas hidrológicos e clima locais. A redução do uso de pesticidas, principalmente em locais próximos de abrigos da espécie, deverá ser outra ferramenta fundamental para a preservação de *M. escaleraei*.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do morcego-de-franja-do-sul *Myotis escaleraei* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ramos Pereira MJ (2023). *Myotis escaleraei* morcego-de-franja-do-sul. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis emarginatus (Geoffroy, 1806)

Morcego-lanudo

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN B2ab(iii,iv)

Fundamentação: Espécie com uma Área de Ocupação reduzida (<500 km²), um número muito restrito de localizações (< 5) e um declínio continuado estimado no número de localizações. A alteração de estatuto em relação à última avaliação (Cabral *et al.* 2005) deve-se a um aumento no conhecimento sobre a espécie em território nacional.

Distribuição

Global: Presente na Europa ocidental, central e mediterrânica até ao Cáucaso, sul da Arábia, este do Mediterrâneo e ilhas ocidentais (Córsega, Elba, Sardenha, Sicília e Ilhas Baleares), Turquia ocidental e noroeste de África (Benda *et al.* 2012, Quetglas 2015). Está ainda presente a oeste e sul da Ásia Menor, Próximo-Oriente, e da Ásia central ao Afeganistão (Quetglas 2015).

Portugal: Ocorrência rara, com uma distribuição relativamente ampla no país, cuja Área de Ocupação é inferior a 500 km² e Extensão de Ocorrência maior do que 20 000 km². Nunca foi detetado na região do Algarve (Rodrigues 2013) e a presença no Baixo Alentejo foi recentemente confirmada.

População e Tendência

População: Maturidade sexual tardia; algumas fêmeas acasalam no primeiro ano embora a maioria tenha as crias no segundo ano. As cópulas ocorrem no outono e os nascimentos durante o mês de junho, com apenas 1 cria por fêmea (Palmeirim *et al.* 1999, Quetglas 2015). A longevidade média é de 3,5 anos sendo o máximo registado de 22 anos e 8 meses (Quetglas 2015), e o tempo geracional é de cerca de 7 anos (Pacifci *et al.* 2013). Até à data, são conhecidas apenas 3 colónias de maternidade, em diferentes locais, uma gruta, uma mina e um edifício, todos na região centro do país (ICNF 2014). Estas colónias agrupam dezenas ou centenas de indivíduos, frequentemente em conjunto com morcegos-de-ferradura e morcegos-de-pelucho

(Quetglas 2007). O número máximo de indivíduos estimado num abrigo foi de 350, embora as populações sejam geralmente mais pequenas (média=237, mediana=200) (ICNF 2014).

Estima-se uma população nacional de menos de um milhar de indivíduos (ICNF 2014). Apesar da tendência populacional desta espécie não ser conclusiva em Portugal (ICNF 2014), tem sido regressiva em Espanha, com a perda de várias colónias de criação (Quetglas 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie de hábitos essencialmente cavernícolas, também observada em edifícios, pontes e cavidades de árvores como abrigo (Hermida *et al.* 2012, Dietz & Pir 2021). É sedentária, com deslocamentos em geral <40 km sendo o máximo registado de 106 km na Europa. Ocorre numa grande diversidade de habitats, mas parece evitar bosques muito densos, espaços muito abertos e estradas movimentadas (Quetglas 2007, Gaisler *et al.* 2009, Rodrigues *et al.* 2011). Demonstra preferência por áreas de alimentação em zonas de floresta e seus limites e matos, podendo também caçar em prados, olivais, e zonas ripícolas sobrevoando espelhos de água (Russo & Jones 2003, Goiti *et al.* 2011, Dekker *et al.* 2013). Tem a capacidade de capturar as presas quer em voo, na vegetação ou no solo, consistindo a dieta essencialmente em aranhas, mosquitos e borboletas noturnas.



Myotis emarginatus © Paulo Barros

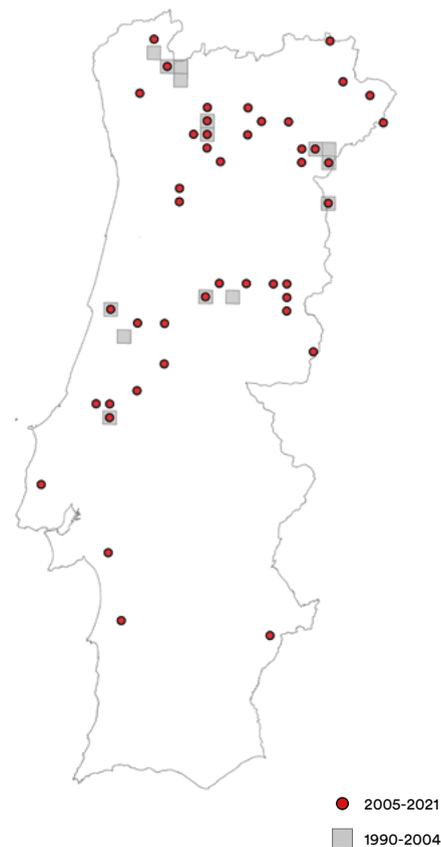
Fatores de Ameaça

A baixa fertilidade e o carácter fortemente colonial desta espécie, com a concentração dos indivíduos num número muito restrito de locais, aumenta bastante a sua vulnerabilidade. Assim, as principais ameaças são a perturbação e destruição dos abrigos, por bloqueio das entradas pela vegetação, derrocadas naturais e/ou colocação de gradeamentos inadequados, demolição ou recuperação inadequada de edifícios e eliminação de árvores antigas com cavidades (Cabral *et al.* 2005). Estas ocorrências são particularmente críticas em alturas do ano sensíveis tais como a maternidade e hibernação. Fatores como a fragmentação do habitat (Frantz *et al.* 2022), diminuição da floresta autóctone e destruição das galerias ripícolas, levam a uma diminuição das áreas de alimentação, pois alteram a composição e abundância da comunidade de insetos (Cabral *et al.* 2005). Outra potencial ameaça poderá ser o uso inadequado de pesticidas que, além de causar uma diminuição no número de presas disponíveis, pode causar a morte dos indivíduos por envenenamento. A possível acumulação de compostos tóxicos pode tornar-se particularmente grave no período de gestação e amamentação das crias, comprometendo a taxa de sobrevivência. Os modelos climáticos preveem uma redução considerável da área de distribuição da espécie na região Mediterrânica, no futuro (Rebello *et al.* 2010).

Medidas de Conservação

De forma a delinear estratégias de conservação, é preciso aumentar o nível de conhecimento e informação acerca da espécie. Recomenda-se, não só a continuação do programa nacional de monitorização de abrigos cavernícolas, mas também a implementação de novas ações dirigidas a uma melhor avaliação das tendências populacionais, a aferição do número de efetivos e a sua distribuição no país. Recomenda-se a implementação de um Plano de Ação, que abranja quer a gestão do habitat preferencial em torno dos abrigos, quer a proteção legal dos mesmos, restringindo o acesso, em especial nas épocas mais críticas (maternidade e hibernação). Serão importantes ações de gestão tais como a recuperação de edifícios degradados que sejam utilizados por colónias, o corte de vegetação na entrada dos abrigos, a consolidação de galerias de minas, o encerramento de minas ou grutas colocando

vedações que impeçam a entrada a humanos, mas permitam a fácil passagem de morcegos (Cabral *et al.* 2005, Rodrigues 2013). Seria benéfica a execução de medidas para racionalização do uso de pesticidas, bem como ações de sensibilização junto de agricultores (Cabral *et al.* 2005, Rodrigues 2013).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-lanudo *Myotis emarginatus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Augusto M (2023). *Myotis emarginatus* morcego-lanudo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis mystacinus (Kuhl, 1817)

Morcego-de-bigodes

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Myotis mystacinus pertence a um grupo de pequenos *Myotis* muito semelhantes entre si e com taxonomia mal-esclarecida. Segundo Benda & Tsytulina (2000) as populações da Península Ibérica pertencem à subespécie *M. m. occidentalis*.

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU (A2c)

Fundamentação: Espécie com população estimada em menos de 2500 indivíduos maduros. A Área de Ocupação estimada é reduzida (<500 km²) e possivelmente fragmentada. A população apresenta um declínio continuado suspeitado (>30 %) com base na degradação da qualidade do habitat.

Distribuição

Global: Ampla distribuição no Paleártico Ocidental, desde a Península Ibérica até ao Cáucaso e das montanhas de Marrocos



Myotis mystacinus @Paulo Barros

até ao sul da Escandinávia (Rainho 2013, Budinski & López-Baucells 2022). Parece, no entanto, estar ausente de algumas regiões dentro desta área, como de grande parte da Península Ibérica, onde aparentemente só ocorre em zonas de montanha, exceto no extremo norte, onde também ocupa áreas baixas (Nogueras *et al.* 2013, Santos *et al.* 2018). O limite leste da distribuição é incerto, devido à confusão com espécies semelhantes (Dietz & Kiefer 2016).

Portugal: Os poucos registos em Portugal, e a distribuição em Espanha (Nogueras *et al.* 2013), sugerem que a espécie está limitada à metade norte do país, em zonas altas e bem florestadas. Estimativas feitas com base nos poucos dados existentes, indicam que a Área de Ocupação é muito inferior a 500 km² e a Extensão de Ocorrência pouco superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: As fêmeas podem reproduzir-se no primeiro ano de vida (Dietz & Kiefer 2016) e o tempo geracional da espécie foi estimado em 7,9 anos (Pacifici *et al.* 2013). Tendo em conta a reduzida área que ocupa, e o pequeno número de observações até agora registadas, é provável que a sua diminuta população esteja no intervalo 1000-2499 indivíduos maduros. Não existem dados que permitam detetar tendências populacionais, mas é de reear um declínio populacional devido à perda e degradação de habitat, como parece estar a acontecer em Espanha (Agirre-Mendi 2006). O facto de a espécie estar limitada a zonas de altitude sugere fragmentação populacional. A população global está estável (Coroiu 2016) mas as populações ibéricas parecem ser menos robustas por estarem no limite sul da distribuição.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Utiliza uma grande diversidade de abrigos, incluindo pontes, cavidades em árvores e fissuras em edifícios. Utiliza também abrigos subterrâneos, particularmente no inverno (Agirre-Mendi 2007, Dietz & Kiefer 2016, Budinski & López-Baucells 2022). Em Portugal, foi encontrada uma colónia nas fissuras de uma ponte de pedra. Forma colónias de criação com dezenas ou poucas

Myotis mystacinus • Morcego-de-bigodes

centenas de indivíduos (Dietz & Kiefer 2016). Na Europa central utiliza habitats de alimentação muito diversos, mas em Portugal, como em Espanha, está associada a florestas maduras em zonas de altitude (Agirre-Mendi 2007, Nogueras *et al.* 2013), ainda que no extremo norte da Península também utilize outros habitats (Santos *et al.* 2018). Caça frequentemente ao longo de orlas florestais e em áreas ripícolas (Buckley *et al.* 2013, Dietz & Kiefer 2016). Alimenta-se de uma grande diversidade de artrópodes, incluindo dípteros, mariposas, neurópteros e himenópteros, tanto em voo como quando pousados na vegetação (Dietz & Kiefer 2016).

Fatores de Ameaça

A degradação dos resquícios de floresta madura em áreas de montanha, devida a práticas florestais inapropriadas e a fogos florestais, constitui uma ameaça significativa para a espécie. O corte de árvores grandes e velhas pode resultar numa diminuição importante na disponibilidade de abrigos adequados. A degradação de áreas ripícolas é também uma ameaça potencial.

Medidas de Conservação

As áreas de floresta nativa de folhosas nas montanhas de Portugal são pequenos remanescentes das que outrora existiram. Assim, a regeneração deste ecossistema é uma prioridade para recuperação das populações de *M. mystacinus*. Também o restauro das linhas de água e da vegetação que as acompanha é essencial, tendo em conta a importância dos habitats ripícolas para a espécie. Em ambos habitats é necessário impedir o corte de árvores grandes ou antigas, que poderão fornecer abrigos. A gestão da paisagem deve ter como estratégia impedir a propagação do fogo, especialmente próximo dos remanescentes de floresta nativa.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-bigodes *Myotis mystacinus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Palmeirim JM (2023). *Myotis mystacinus* morcego-de-bigodes. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis daubentonii (Kuhl, 1817)

Morcego-de-água

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie abundante com uma distribuição ampla no território continental. Entre os morcegos, é uma das espécies mais abundantes em muitas partes da sua distribuição, especialmente na Europa central e de leste. Dados recentes sugerem que a extensão de ocorrência e o tamanho populacional estão a aumentar (Warren *et al.* 2000). Atualmente não são conhecidas perturbações ou ameaças.

Distribuição

Global: Distribuição Euroasiática, que se estende desde Irlanda até ao norte do Japão e costa do Pacífico (Dietz *et al.* 2009). Ocorre por quase toda Europa, porém a distribuição é relativamente fragmentada na região mediterrânica,

particularmente em Espanha, Itália e Turquia (Arthur & Lemaire 2015).

Portugal: Ocorre em todo o território continental, sendo mais frequente nas regiões norte e centro (Rainho 2013). No sul do país, devido à menor disponibilidade de habitats adequados (sistemas aquáticos – lagoas, albufeiras, galerias ripícolas) (Russo 2002, Parsons & Jones 2003) a distribuição é mais fragmentada. A Extensão de Ocorrência conhecida é superior a 20 000 km² e a Área de Ocupação estimada é inferior a 2000 km². Em comparação com os dados anteriores à última avaliação (Cabral *et al.* 2005) parece ter ocorrido um aumento de cerca de 10 % na área de ocupação da espécie e um aumento da extensão de ocorrência superior a cinco vezes. Estes indicadores estão possivelmente relacionados com o maior conhecimento da distribuição da espécie, resultante de um maior esforço de amostragem nos últimos anos.

População e Tendência

População: A idade máxima registada para a espécie é de 30 anos (Geiger & Rudolph 2004), mas a esperança média de vida é de 4,5 anos (Bezem *et al.* 1960). O tempo geracional é de cerca de 9 anos (Pacífico *et al.* 2013). Ambos os sexos atingem a maturidade sexual após o primeiro ano de vida, porém a percentagem de fêmeas jovens não reprodutoras numa população é relativamente alta. Apenas uma pequena percentagem de machos apresenta epidídimos desenvolvidos no primeiro ano de vida (Kokurewicz & Bartmanska 1992). Embora seja uma espécie abundante na maior parte do território continental não existe informação suficiente para estimar o efetivo populacional, embora não haja razões para suspeitar de um declínio, ou de flutuações acentuadas. Em habitats favoráveis, como florestas e zonas húmidas, a densidade pode atingir os 60-90 indivíduos por km² (Arthur & Lemaire 2015).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

É uma espécie flexível no uso do habitat, prefere, porém, áreas de floresta com pequenas zonas de água (Todd & Williamson 2019).



Myotis daubentonii © Margarida Augusto

Myotis daubentonii • Morcego-de-água

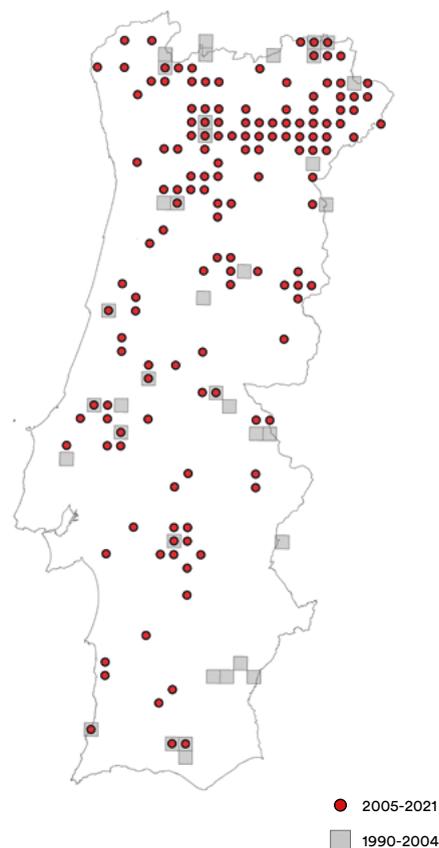
A maioria dos indivíduos caça sobre planos de água parada (5-30 cm), uma vez que se alimenta quase exclusivamente de insetos pousados ou a sobrevoar a água (Dietz *et al.* 2009). Excepcionalmente poderá capturar pequenos peixes mortos à superfície da água (Siemers *et al.* 2001). Os abrigos estão normalmente localizados em cavidades de árvores nas galerias ripícolas. Os abrigos de criação, podem também ser localizados em estruturas construídas, como por exemplo pontes ou edifícios (Lucan *et al.* 2009). Os indivíduos vão mudando de abrigo a cada 2-5 dias. As colónias de criação podem ter normalmente entre 20-50 indivíduos. É considerada uma espécie sedentária, fazendo apenas deslocações entre os abrigos de verão e os de inverno (menos de 50 km) (Parsons & Jones 2003). Os machos apresentam maiores deslocações. As fêmeas apresentam um domínio vital entre os 3,8 e os 5,3 km² (Encarnação *et al.* 2005).

Fatores de Ameaça

Não é conhecido nenhum fator de ameaça, porém devido às alterações climáticas e à destruição contínua das galerias ripícolas as populações poderão sofrer alguma pressão no futuro.

Medidas de Conservação

A gestão florestal que promova a manutenção de árvores velhas e com grandes cavidades poderá ser importante para as colónias de morcego-de-água (Arthur & Lemaire 2015). A preservação e recuperação das galerias ripícolas, bem como a diminuição do uso de pesticidas que podem contaminar os planos de água poderão ser medidas importantes no estabelecimento e na manutenção das populações a nível local. As intervenções de obra em pontes devem ter em conta o ciclo anual da espécie e evitar os períodos de criação e hibernação.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-água *Myotis daubentonii* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Medinas D (2023). *Myotis daubentonii* morcego-de-água. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Pipistrellus pipistrellus (Schreber, 1774)

Morcego-anão

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie abundante e com uma ampla distribuição no território continental. Não existem razões para suspeitar de qualquer declínio da população, nem foram registadas quaisquer flutuações populacionais ou situações de fragmentação.

Distribuição

Global: Apresenta uma distribuição paleártica (Simmons 2005), que abrange grande parte da Europa, sendo os registos mais a norte confirmados na Noruega e no sul da Finlândia (Dietz *et al.* 2009). A sul, a ocorrência é confirmada na Grécia, Chipre e Turquia (Hulva *et al.* 2004). Fora da Europa, ocorre no noroeste de África, Ásia Menor e desde o Médio Oriente até ao Irão e Afeganistão (Hulva *et al.* 2004, Dietz *et al.* 2009).

Portugal: Amplamente distribuído por todo território nacional e com uma presença generalizada, contudo parece existir uma ligeira diminuição de registos na parte oriental do sul de Portugal. A Área de Ocupação estimada é superior a 2000 km² e a Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: A longevidade máxima de *P. pipistrellus* é de 16 anos sendo a média de 2,2 anos, e o tempo geracional é estimado em 5,3 anos (Pacifici *et al.* 2013, Dietz & Kiefer 2016). A maior parte das fêmeas reproduz-se no seu primeiro ano de vida (Dietz & Kiefer 2016), produzindo 1 ou 2 crias, normalmente em junho ou início de julho. Após 4 semanas de vida as crias são completamente independentes (Dietz & Kiefer 2016). Durante o período de reprodução as fêmeas têm um comportamento mais

gregário, formando maternidades que podem ir até milhares de indivíduos, enquanto os machos são solitários, defendendo territórios nas imediações dos abrigos (Arlettaz *et al.* 2000, Dietz & Kiefer 2016). A população em Portugal é certamente superior a 10 000 indivíduos maduros. Apesar de apresentar um declínio significativo em alguns países Europeus (p. ex. Reino Unido), na maior parte da sua distribuição apresenta uma tendência estável (Godlevska *et al.* 2020), também verificada em Portugal.

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

É uma espécie eminentemente fissurícola, abrigando-se predominantemente em edifícios, sendo por isso considerada uma espécie antropófila, contudo, dado a sua grande plasticidade, também pode utilizar fendas em rochas, escarpas, cavidades de árvores e ocasionalmente abrigos subterrâneos na época de hibernação (Guardiola & Fernández 2007, Dietz & Kiefer 2016). Em Portugal é uma das espécies que ocupa mais facilmente caixas-abrigo, podendo ainda abrigar-se debaixo da casca de árvores. É considerada uma espécie sedentária ou regionalmente



Pipistrellus pipistrellus © Paulo Barros

Pipistrellus pipistrellus • Morcego-anão

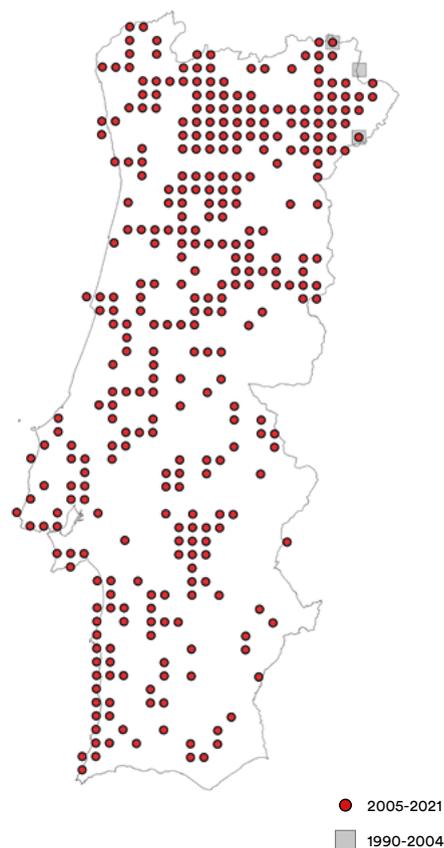
migradora, podendo realizar deslocações e caçar até 5,1 km dos abrigos (Dietz & Kiefer 2016). Caça numa grande diversidade de habitats, incluindo áreas urbanas (Arlettaz *et al.* 2000) e a dieta varia em função do habitat e disponibilidade trófica, sendo composta maioritariamente por dípteros, tricópteros, efemerópteros e neurópteros (Barlow 1997, Dietz *et al.* 2009).

Fatores de Ameaça

Uma das principais ameaças são os parques eólicos, sendo a espécie de morcegos com maior incidência de mortalidade nestes locais (EUROBATS 2019). A mortalidade em estradas é outro fator de ameaça (Medinas *et al.* 2012). É expectável que a recuperação/requalificação de estruturas edificadas, possam também afetar a espécie (Barros & Cabral 2013). A difusão de fitofármacos nas águas e solos poderão ter um impacto negativo (Barros & Cabral 2013), afetando a abundância de presas (Kyheroinen *et al.* 2029).

Medidas de Conservação

Evitar a instalação de parques eólicos nas rotas de deslocação, poderá ser uma medida de conservação efetiva na diminuição da taxa de mortalidade (Cabral *et al.* 2005, Dietz *et al.* 2009, Roeleke *et al.* 2016). A sensibilização dos agentes fiscalizadores e do público em geral para a preservação dos abrigos, através de instrumentos legais na requalificação/recuperação de estruturas antigas (Barros & Cabral 2013) e a instalação de abrigos artificiais em áreas de reduzida disponibilidade de abrigos (Poulton 2016, Ruegger 2016), são também medidas a considerar. Outras ações de conservação passam pela supervisão e promoção do uso racional de fitofármacos e pela implementação de estudos de impacto ambiental e de planos de monitorização no planeamento da construção de grandes infraestruturas (Barros & Cabral 2013).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-anão *Pipistrellus pipistrellus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Faria S, Duro V & Barros P (2023). *Pipistrellus pipistrellus* morcego-anão. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Pipistrellus kuhlii (Kuhl, 1817)

Morcego-de-kuhl

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie sinantrópica, abundante, com uma ampla distribuição no território continental, não sendo expectável que lhe seja atribuída uma categoria de ameaça num futuro próximo.

Distribuição

Global: Ocorre ao longo de toda a bacia do Mediterrâneo, Ásia Menor, Península da Arábia, estendendo-se, de forma descontínua, até à Índia. A área de distribuição aumentou a partir da segunda metade do século XX em resultado das alterações climáticas, expandindo-se para a Europa central e de leste até à Bielorrússia (Ancillotto *et al.* 2016, Amichai & Korine

2020, Lučan *et al.* 2020), prevendo-se a continuação desta expansão (Juste & Paunović 2016, Amichai & Korine 2020, Smeraldo *et al.* 2021). São conhecidas ocorrências pontuais no Reino Unido, que serão provavelmente resultado de transportes acidentais (Hutterer *et al.* 2015). A presença na África subsariana é incerta (Amichai & Korine 2020, Monadjem *et al.* 2020, ACR 2021) e existe um único registo da espécie na China (Juste & Paunović 2016).

Portugal: Distribui-se por todo o território de Portugal Continental (Matos 2013, Grilo *et al.* 2022), pelo menos até aos 1550 metros de altitude. A Área de Ocupação estimada é superior a 2000 km² e a Extensão de Ocorrência é superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: Os machos atingem a maturidade sexual no segundo outono, enquanto as fêmeas podem atingir a maturidade sexual com menos de 1 ano de vida, parindo normalmente 2 crias (Dietz & Kiefer 2018, Wilson & Mittermeier 2019, Amichai & Korine 2020). As fêmeas agrupam-se em maternidades com dezenas ou centenas de indivíduos (Juste & Paunović 2016, Amichai & Korine 2020), enquanto os machos ficam noutros abrigos, isolados ou formando colónias até 20 indivíduos (Amichai & Korine 2020). A longevidade máxima conhecida é de 8 anos (Wilkinson & South 2002) e o tempo geracional foi estimado em 5,2 anos (Pacifici *et al.* 2013).

É das espécies mais abundantes em Portugal Continental, embora o seu comportamento fissurícola dificulte a estimativa dos efetivos nacionais. Não existem dados para suspeitar de qualquer declínio da população.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie aparentemente sedentária (Hutterer *et al.* 2015) que utiliza uma grande diversidade de habitats. Sendo uma espécie sinantrópica, beneficia da urbanização, utilizando edifícios e outras construções para abrigo e alimentando-se frequentemente junto a candeeiros. Alimentam-se de dípteros, lepidópteros, coleópteros, himenópteros, hemípteros e



Pipistrellus kuhlii ©Paulo Barros

Pipistrellus kuhlii • Morcego-de-kuhl

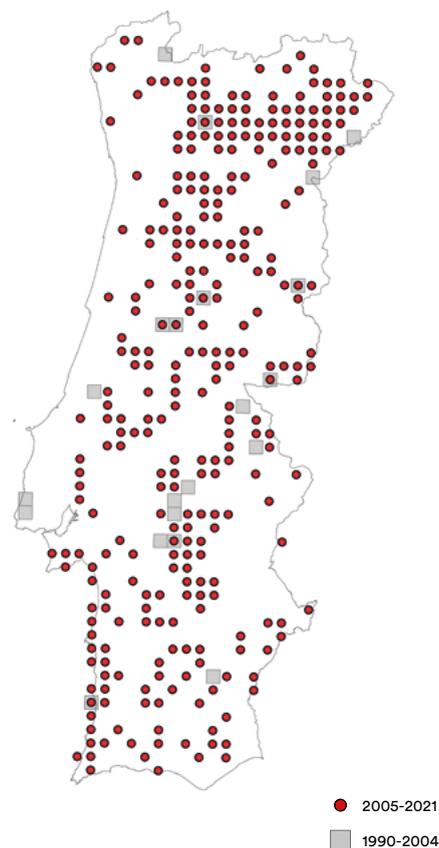
heterópteros, de acordo com a disponibilidade (Goiti *et al.* 2013, Amichai & Korine 2020). Capturam as presas em voo, geralmente abaixo dos 10 metros de altura (Grodzinski *et al.* 2009, Rodrigues *et al.* 2015). Possuem uma área vital menor que 2 km², localizando-se as áreas de alimentação até 5 km de distância dos abrigos (Serangeli *et al.* 2012).

Fatores de Ameaça

A recuperação e a requalificação de edifícios podem ameaçar colónias e indivíduos da espécie (Dietz & Kiefer 2018, Hukov *et al.* 2020). Em Portugal, 4,5 % da mortalidade registada em parques eólicos corresponde a *P. kuhlii* (EUROBATS 2019). No sul do país, 43,5 % da mortalidade detetada em estradas foi atribuída a esta espécie (Medinas *et al.* 2013). A utilização de pesticidas, incluindo o controlo de pragas em áreas urbanas (Juste & Paunović 2016, Hukov *et al.* 2020), a perturbação de abrigos e a perseguição direta são outras ameaças potenciais (Wilson & Mittermeier 2019).

Medidas de Conservação

Devido à localização frequente de abrigos em edifícios, a consciencialização e sensibilização do sector da construção civil, dos agentes fiscalizadores, e da população em geral, para a preservação dos abrigos, cuja destruição é proibida por lei, aquando da execução de obras em edifícios e outras estruturas, é uma das medidas com maior potencial na conservação da espécie. A regulação e sensibilização do uso de inseticidas e outros fitofármacos na agricultura e no controlo de pragas em edifícios, é outra medida a considerar.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-kuhl *Pipistrellus kuhlii* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Cidraes-Vieira N (2023). *Pipistrellus kuhlii* morcego-de-kuhl. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Pipistrellus pygmaeus (Leach, 1825)

Morcego-pigmeu

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae
Recentemente separada de *P. pipistrellus* em resultado de análises moleculares (Barratt *et al.* 1997)

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Ampla área de ocupação em todo o território continental.

Distribuição

Global: Espécie do Paleártico Ocidental, aparentemente mais abundante no sul e no norte da Europa do que na região central. Os registos do limite leste da distribuição referem-se à parte ocidental da Rússia, Azerbaijão, Turquia e Irão (Jones & Froidevaux 2020). A distribuição está ainda pouco documentada em algumas regiões devido à integração de dados recolhidos como *P. pipistrellus* (Jones & Froidevaux 2020).



Pipistrellus pygmaeus ©Paulo Barros

Portugal: Dados recolhidos recentemente permitem confirmar que *P. pygmaeus* ocorre em todo o território continental, com elevada abundância nalgumas áreas (Rainho 2013).

População e Tendência

População: Atinge rapidamente a maturidade sexual. As fêmeas podem acasalar no primeiro outono, mas os machos geralmente só acasalam a partir do primeiro ano completo de vida (Racey 1974). A longevidade varia entre 7 anos para os machos e 8 anos para as fêmeas (Gerell & Lundberg 1990). O tempo geracional é estimado em cerca de 5,2 anos (Pacifi *et al.* 2013). Contudo a espécie apresenta uma forte associação ecológica com o habitat ripícola, que está em redução em Portugal. A população nacional está estimada em mais de 10 000 indivíduos maduros.

Os dados disponíveis não indicam declínio populacional.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie fissurícola que pode formar colónias com várias centenas de indivíduos. Os tipos de abrigos mais utilizados são edifícios (habitados ou desocupados), cavidades em árvores ou por baixo da sua casca (p. ex. choupos), pontes, fendas de rochas e caixas-abrigo (Lourenço & Palmeirim 2004, Stone *et al.* 2015, Davidson-Watts 2007, Amorim *et al.* 2013, Michaelsen *et al.* 2014). Utiliza com muita frequência habitats ripícolas e planos de água como áreas de alimentação, o que se reflete na dieta, constituída principalmente por quironómídeos (Diptera) e, em menor percentagem, por neurópteros, himenópteros, lepidópteros e coleópteros (Rainho 2013, Jones & Froidevaux 2020). Também a distância a habitats ripícolas parece ser um fator importante na seleção de abrigos de maternidade (Oakeley & Jones 1998). A atividade noturna é concentrada num raio reduzido em torno dos abrigos (2,5 – 10 km) (Ryan 2016). O voo, muito manobrável, permite-lhe caçar insetos próximo da vegetação (Stone *et al.* 2015) ou na orla de áreas florestais (Kelm *et al.* 2014), evitando as pastagens e áreas agrícolas intensivas (Ryan 2016).

Fatores de Ameaça

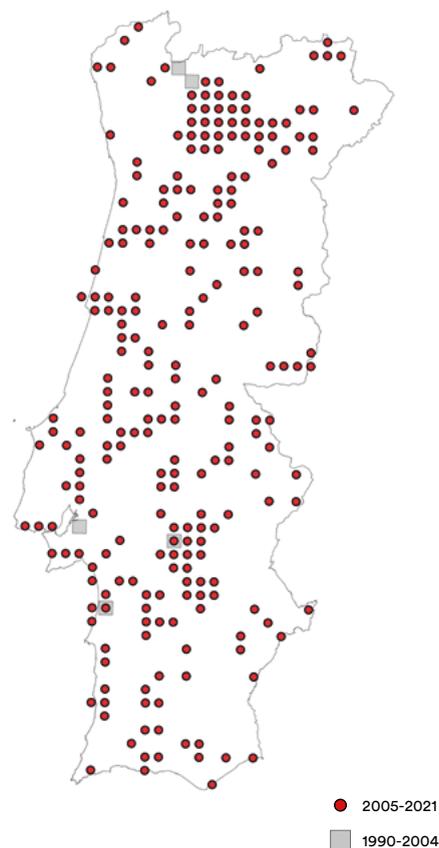
A redução da área e estado de conservação dos habitats ripícolas em Portugal é um importante fator de ameaça devido à elevada importância destes habitats (disponibilidade de abrigos e de áreas de caça), particularmente no sul do País. A renovação ou restauro de edifícios que abrigam colónias (destelhamento, demolição e alterações nas paredes e tetos) é outro dos fatores de ameaça, particularmente, quando as colónias são muito numerosas, e não existem abrigos alternativos nas proximidades. A utilização de pesticidas, que pode causar uma acentuada diminuição local de insetos, e a diminuição global das populações de insetos, podem constituir uma ameaça. A espécie revela uma elevada mortalidade em estradas. De acordo com dados recolhidos em Portugal, é a segunda espécie de morcegos mais sujeita a mortalidade por atropelamento (Medinas *et al.* 2013), pelo que os troços de estradas que atravessam habitats de boa qualidade (vegetação ripícola, orlas de manchas florestais) podem constituir armadilhas ecológicas (Medinas *et al.* 2013).

Medidas de Conservação

As medidas de gestão que garantam a preservação dos habitats ripícolas (qualidade da água e da vegetação ripícola e a sua estrutura complexa) são as mais importantes. O restauro destes habitats, quando em estado de conservação desfavorável, é outra das medidas com potencial efeito positivo. A sensibilização dos proprietários dos edifícios em que as colónias se abrigam, de forma a incentivar a coexistência, é essencial. Contudo, no caso de necessidade de exclusão de colónias de edifícios habitados, o seguimento dos melhores procedimentos para evitar stress ou morte de morcegos e a disponibilização de abrigos alternativos são medidas de conservação necessárias.

O aumento do conhecimento sobre esta espécie é necessário, particularmente a melhoria da informação sobre a sua distribuição e ecologia.

Coloniza frequentemente caixas-abrigo, pelo que a instalação destas tem potencial para aumentar a disponibilidade de abrigos ou compensar a diminuição de abrigos naturais causada pela exclusão de edifícios, abate de árvores e outras atividades humanas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-pigmeu *Pipistrellus pygmaeus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Marques JT (2023). *Pipistrellus pygmaeus* morcego-pigmeu. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Hypsugo savii (Bonaparte, 1837)

Morcego-de-savi

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie com uma ampla distribuição e aparentemente abundante. A população não aparenta estar fragmentada e não há evidências de declínio populacional.

Distribuição

Global: Apresenta uma distribuição Paleártica ampla, estendendo-se desde o sul da Europa e norte da África através do Médio Oriente e Cáucaso até à Ásia Central e norte da Índia (Horáček *et al.* 2011). Nas últimas décadas, na Europa Central, esta espécie tem demonstrado uma expansão significativa para norte (Uhrin *et al.* 2016). Modelos climáticos preveem uma expansão da área de distribuição superior a 229 % até 2060 na Europa (Rebello *et al.* 2010).



Hypsugo savii ©Paulo Barros

Portugal: Ampla distribuição a norte do sistema montanhoso da Serra da Estrela, sendo mais fragmentada na região do Minho e em toda a faixa costeira. A sul da Serra da Estrela ocorre pontualmente em zonas mais montanhosas e florestadas e na costa Vicentina e de Sagres. A Área de Ocupação estimada é inferior a 2000 km² e a Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: Não é conhecida a idade média de vida, mas supõe-se que seja de 4 anos (Marques *et al.* 2018). Estima-se que as fêmeas produzam uma primeira ninhada, em geral de 2 crias (Horáček *et al.* 2011) após cerca de 256 dias de vida (Marques *et al.* 2018) e o tempo geracional conhecido é de 5,2 anos (Pacifiçi *et al.* 2013). A dificuldade em detetar os locais de refúgio, aliada ao desconhecimento da fenologia reprodutiva e requisitos de micro-habitat, não permitem avaliar a possibilidade de um declínio da espécie ou a redução da área de distribuição.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

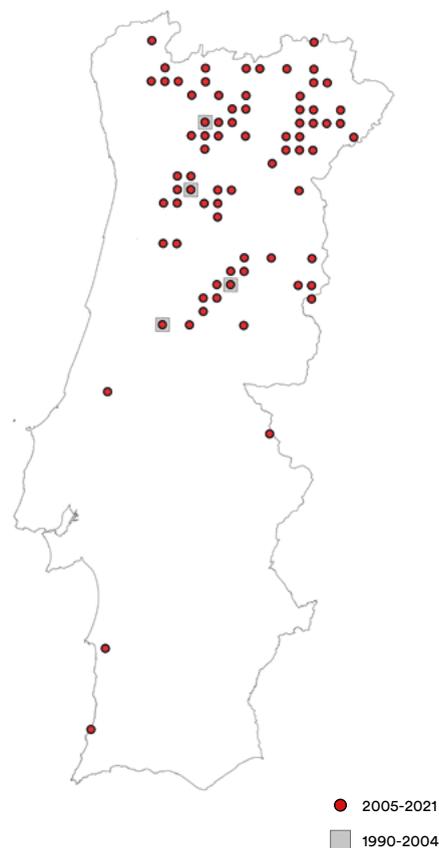
É eminentemente fissurícola, abrigando-se preferencialmente em fissuras rochosas, ocasionalmente em fissuras de edifícios, árvores (Dietz & Kiefer 2016) ou viadutos (Amorim *et al.* 2013) e raramente em abrigos subterrâneos (Juste & Paunović 2016). É considerada uma espécie sedentária (Hutterer *et al.* 2005), sendo o mais longo movimento registado de 250 km (Juste & Paunović 2016). Durante o período reprodutor, as fêmeas podem afastar-se até 14,2 km do abrigo (Kipson *et al.* 2018). É geralmente solitária, exceto no período de reprodução, constituindo colónias de poucas dezenas de indivíduos (Dietz *et al.* 2009). É considerada um caçador aéreo que caça normalmente em espaço aberto, onde explora as concentrações de insetos (Kipson *et al.* 2022). Tem uma dieta muito variada, consumindo formigas, heterópteros, afídeos, nematóceros, coleópteros e lepidópteros (Kipson *et al.* 2018).

Fatores de Ameaça

Atualmente, a principal ameaça são os parques eólicos (EUROBATS 2019). Embora com uma menor incidência, a mortalidade em estradas também poderá ser um fator de ameaça (Bafaluy 2000, Fensome & Mathews 2016). Tendo em conta a tipologia de abrigos desta espécie é expectável que obras de recuperação/requalificação de edifícios, em especial os mais antigos (p. ex. castelos, muralhas, catedrais, palácios, museus, solares), possam também ser um fator de ameaça. Ao nível dos recursos tróficos, a difusão de fitofármacos no solo e água poderá ter um impacto negativo (Cabral *et al.* 2005).

Medidas de Conservação

É fundamental colmatar lacunas de conhecimento, em particular sobre fenologia e requisitos de micro-habitat. Evitar a instalação de parques eólicos nas rotas de deslocações/migração regional da espécie poderá ser uma medida de conservação efetiva na diminuição da mortalidade (Dietz *et al.* 2009, Roeleke *et al.* 2016). Considerando as projeções das alterações climáticas e o aumento das secas, em particular nas zonas mediterrânicas, a criação/gestão de pontos de água como locais de bebedouro poderá também representar uma medida de conservação (Kipson *et al.* 2018). A preservação dos abrigos, quer através da consciencialização dos agentes fiscalizadores e do público em geral (Kipson *et al.* 2022), quer através de instrumentos legais na recuperação/requalificação de edifícios antigos, pode contribuir para fomentar a presença da espécie.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-savi *Hypsugo savii* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Barros P, Faria S & Duro V (2023). *Hypsugo savii* morcego-de-savi. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Nyctalus leisleri (Kuhl, 1817)

Morcego-arborícola-pequeno

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Ampla distribuição, mas com regiões de menor ocorrência ou ausência de registos no sul do país.

Distribuição

Global: Distribuição Paleártica ocidental, ocorrendo na Madeira (subs. *verrucosus*), Canárias, Portugal e Irlanda, até ao Cáucaso e parte europeia da Rússia. Na região mediterrânica a distribuição é descontínua, estando ausente do sudeste da Península Ibérica, sudoeste de Itália e da Sicília (Boston *et al.* 2020). Ocorre ainda nas regiões mediterrânicas de Marrocos, Argélia e Tunísia. Há também registos isolados no Paquistão, Afeganistão e Himalaias da Índia.

Portugal: Distribuição com maior cobertura e densidade de observações no norte e centro do país. Na região sul, os registos de presença estão concentrados ao longo da costa e no Algarve. As maiores áreas sem ocorrência da espécie são no interior do Alentejo Central e do Baixo Alentejo, embora seja frequente no vale do rio Guadiana. O aumento da área de distribuição desde a última avaliação (Cabral *et al.* 2005), aproximadamente de 30 %, deve-se muito provavelmente ao grande aumento do esforço de amostragem em todo o país, e não à expansão da área de ocorrência da espécie.

População e Tendência

População: Alguns indivíduos podem viver mais de 10 anos (Boston *et al.* 2020) e o tempo geracional é de 4,6 anos (Juste & Paunović 2016). As fêmeas geralmente têm 1 cria por gestação, que nasce nos meses de junho ou julho, mas podem ter 2 crias na mesma época (Abelencev *et al.* 1956).

A estimativa da população em Portugal é de mais de 10 000

indivíduos maduros. Não há informações sobre a tendência populacional em Portugal ou para a área de distribuição global (Juste & Paunović 2016).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Os habitats com maior atividade são as áreas florestais com árvores de grande porte (montados, carvalhais), vales de rios e vegetação ripícola, margens de lagos e pastagens (Marques & Rainho 2005, Shiel *et al.* 1998). A atividade é menor em áreas urbanas ou de agricultura intensiva (Waters *et al.* 1999).

Caça em locais que distam até cerca de 6 km a partir do abrigo (Waters *et al.* 1999). Alimenta-se principalmente de dípteros com larvas aquáticas (quironómídeos), borboletas noturnas (lepidópteros) e escaravelhos (coleópteros) (Shiel *et al.* 1999). Pode fazer migrações de longa distância entre as regiões onde hiberna e as áreas de reprodução. Os movimentos mais longos, com cerca de 1000 km, ocorrem entre as regiões do sul da Europa e os países do Leste (p. ex. Dondini *et al.* 2012). Também estão documentados vários movimentos mais curtos (Hutterer *et al.* 2005), sendo uma espécie residente nas regiões com invernos mais amenos como Portugal (p. ex. Boston *et al.* 2015).



Nyctalus leisleri © João Tiago Marques

Nyctalus leisleri • Morcego-arborícola-pequeno

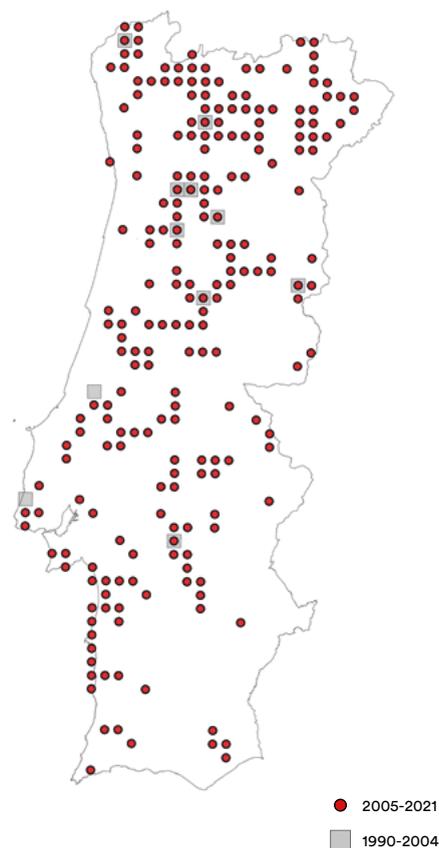
Abriga-se em cavidades nas árvores, que podem ser escavadas por pica-paus, ou por baixo da casca de troncos e ramos (Marques & Rainho 2005), mudando muito frequentemente entre abrigos próximos (distância média de 700 m) (Ruczyński *et al.* 2010). Também se abriga em estruturas artificiais, como caixas-abrigo (p. ex. López-Baucells *et al.* 2017).

Fatores de Ameaça

A redução da extensão das florestas de folhosas e o declínio dos habitats ripícolas com estrato arbóreo desenvolvido, diminuem a disponibilidade de habitat de qualidade sendo por isso fatores importantes de ameaça. Também a gestão intensiva de áreas florestais, com o corte de árvores de maior porte, é uma das ameaças mais importantes porque diminui a disponibilidade de abrigos para as maiores colónias, particularmente de reprodução. Os parques eólicos, quando localizados próximo de florestas (áreas com maior densidade de abrigos) ou em rotas migratórias, podem constituir uma ameaça, por poderem provocar elevada mortalidade (Amorim *et al.* 2012). O uso de pesticidas, levando à diminuição global das populações de insetos, pode constituir uma pressão adicional para as suas populações.

Medidas de Conservação

Para a conservação desta espécie é fundamental uma gestão sustentável das áreas florestais, que preserve as árvores mais antigas ou de maior porte nos povoamentos, geralmente usadas como abrigo. A preservação dos habitats mais utilizados, como montados, carvalhais e vegetação ripícola, é uma das medidas de conservação essenciais. A redução da utilização de pesticidas em sistemas agrícolas e agro-silvo-pastoris evitará a diminuição da abundância de insetos-presa desta espécie. Também a manutenção ou o restauro da vegetação natural na vizinhança de áreas agrícolas terá um impacto positivo nas suas populações. A utilização de caixas-abrigo tem potencial para aumentar a disponibilidade de abrigos ou compensar a diminuição de abrigos naturais causada pelo abate de árvores, intensificação agrícola e outras atividades humanas. Contudo, os dados disponíveis indicam que as colónias que ocupam caixas-abrigo são, em geral, de menor dimensão (López-Baucells *et al.* 2017).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-arborícola-pequeno *Nyctalus leisleri* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Marques JT (2023). *Nyctalus leisleri* morcego-arborícola-pequeno. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Nyctalus noctula (Schreber, 1774)

Morcego-arborícola-grande

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Os dados da distribuição, tendência e/ou tamanho da população não são suficientes e/ou adequados para fazer uma avaliação direta ou indireta do risco de extinção.

Distribuição

Global: Apresenta uma distribuição Paleártica, incluindo a Europa e o sul da Península Escandinávia até aos Urais e Cáucaso; da Turquia até Israel e Omã; oeste do Turquemenistão e Cazaquistão, Usbequistão, Quirguistão e Tajiquistão até ao sudeste da Sibéria e provavelmente dos Himalaias (Csorba *et al.* 2016). Os modelos preditivos baseados nos cenários de alterações climáticas preveem um aumento da área de distribuição da espécie para Norte e uma redução no Sul (Kravchenko *et al.* 2020), o que poderá comprometer a ocorrência da espécie nos limites Sudoeste da mesma, como é o caso de Portugal.

Portugal: A raridade e distribuição desta espécie em Espanha e o número de registos em Portugal, que se restringem a 10, não permitem caracterizar de forma segura a distribuição em Portugal Continental. Apesar de ser uma espécie muito rara, a presença de fêmeas maduras na época de reprodução sugere uma população estabelecida e capaz de se reproduzir em território nacional. A Área de Ocupação estimada é inferior a 500 km² e a Extensão de Ocorrência estimada é inferior a 20 000 km².

População e Tendência

População: A longevidade máxima do *N. noctula* é de 12 anos (Wilkinson & South 2002), e a longevidade média é de 3 anos (Godlevska & Gol'din 2014). O tempo geracional é de 4,2 anos (Pacifci *et al.* 2013). A maior parte das fêmeas reproduzem-se

no primeiro ano de vida (Dietz *et al.* 2009), produzindo 2 crias (Dietz *et al.* 2009). Na época de reprodução concentra-se na parte setentrional da sua distribuição, deslocando-se para Sul no final do verão após a reprodução (Petit & Mayer 2000, Strelkov 2000), percorrendo distâncias inferiores a 1000 km. Apesar de apresentar uma distribuição ampla, sem fragmentação, e ser relativamente comum na maior parte da sua área de distribuição (Csorba *et al.* 2016), em Portugal dado a escassez de dados não é possível estabelecer uma tendência populacional ou verificar a existência de um possível declínio, flutuações, fragmentação, redução da extensão de ocorrência ou a existência de subpopulações.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie parcialmente migradora, os machos maduros são mais sedentários, mas as fêmeas têm um comportamento migratório mais pronunciado. Preferencialmente captura as presas em voo, dípteros e coleópteros, embora também possa consumir outras presas como aracnídeos, homópteros, heterópteros, neurópteros, himenópteros, lepidópteros e sifonápteros (Gloor



Nyctalus noctula ©Paulo Barros

Nyctalus noctula • Morcego-arborícola-grande

et al. 1995, Kanuch *et al.* 2005). Embora normalmente não se afastem mais do que 2,5 km do seu abrigo diurno (Kronwitter 1988), alguns animais podem realizar deslocações e caçar a mais de 26 km deste (Gebhard & Bogdanowicz 2004). É uma espécie eminentemente florestal, abriga-se preferencialmente em cavidades de árvores frondosas, privilegiando as cavidades criadas por pica-paus em relação a outros tipos de cavidades (Boonman 2000). Pode também utilizar caixas-abrigo, fendas rochosas, edifícios (Dietz *et al.* 2009), pontes e túneis (LEA 2009). As colónias de reprodução são constituídas por poucas dezenas de indivíduos (20-50), já as colónias de hibernação podem atingir os vários milhares (Dietz *et al.* 2009).

Fatores de Ameaça

Ao nível do habitat, destacam-se como principais fatores de ameaça a desflorestação, os fogos florestais, a conversão de áreas florestais a eliminação de árvores antigas e de grande porte, o que pode reduzir substancialmente a disponibilidade de abrigo (Hutson 1993, Boye *et al.* 1999). Ao nível dos recursos tróficos, a difusão de fitofármacos no solo e água poderá ter um impacto negativo (Cabral *et al.* 2005). A mortalidade em parques eólicos também poderá representar um fator de ameaça (Lehnert *et al.* 2014). A iluminação pública branca pode influenciar negativamente a atividade desta espécie (Lacoeuilhe *et al.* 2014).

Medidas de Conservação

É indispensável colmatar as lacunas de conhecimento, em particular sobre a distribuição, ocorrência, tendências populacionais e requisitos de habitat. Algumas medidas de conservação poderão incluir a proteção e manutenção das árvores que alberguem colónias e a conservação de áreas florestadas com árvores maduras e de grande porte (Hutson 1993, Boye *et al.* 1999). Evitar a instalação de parques eólicos nas rotas de migração desta espécie, e a instalação de caixas-abrigo adequadas em locais onde tenham sido abatidas árvores (Pschonny *et al.* 2022), também poderiam ser medidas de conservação efetiva (Dietz *et al.* 2009, Roeleke *et al.* 2016).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de Morcego-arborícola-grande *Nyctalus noctula* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Barros P, Duro V & Faria S (2023). *Nyctalus noctula* morcego-arborícola-grande. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Nyctalus lasiopterus (Schreber, 1780)

Morcego-arborícola-gigante

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Os dados da distribuição e/ou condição populacional não são suficientes e/ou adequados para fazer uma avaliação do risco de extinção. Na Europa é uma das espécies menos conhecidas, e em Espanha apresenta uma distribuição muito fragmentada, desconhecendo-se o tamanho da população (Juste 2007).

Distribuição

Global: Apresenta uma distribuição Paleártica descontínua desde o sudoeste e centro da Europa para este até ao Cáucaso e Montes Urais, limitada na sua maioria a registos dispersos e isolados; na região sul da Turquia, dados recentes, sugerem uma eventual expansão de indivíduos oriundos do Cáucaso (Karataş *et al.* 2007, Dietz & Kiefer 2016); a sul do mar Mediterrâneo ocorre em áreas isoladas em Marrocos e na Líbia (Palmeirim 1982).

Portugal: Ocorre no norte e centro, e no sul os registos restringem-se ao Alentejo Litoral, Baixo Alentejo e Algarve. A aparente ausência de registos na região de Évora, Lisboa e norte de Setúbal apontam para uma distribuição fragmentada, embora sem confirmação. A Área de Ocupação estimada é inferior a 500 km² e sua Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km², mas ocorre em baixas densidades.

População e Tendência

População: A longevidade máxima é de 14 anos (Ibáñez *et al.* 2021) e o tempo geracional é de 4 a 6 anos (Pacifci *et al.* 2013). As fêmeas atingem a maturidade sexual no primeiro ano de vida e produzem 1 a 2 crias (Dietz & Kiefer 2016). Em Portugal, as capturas desta espécie correspondem na sua generalidade a indivíduos isolados ou a pequenos grupos de indivíduos

juvenis (Duro V obs. pess.), o que poderá indiciar a presença de populações reprodutoras. Dado o reduzido número de registos não é possível estabelecer uma tendência populacional ou confirmar um possível declínio, flutuações ou a existência de subpopulações.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

A fenologia nesta espécie é bastante variável, dependendo da área geográfica, podendo migrar ou, em alguns casos, constituir populações reprodutoras sedentárias (Benda 2014, Quetglas & Garrido 2014). Na generalidade, as fêmeas realizam movimentos migratórios sazonais, registando-se um comportamento sedentário nos machos (Ibáñez 2009). É essencialmente insetívoro, consumindo preferencialmente lepidópteros, coleópteros e odonatos (Juste 2007), mas na primavera e outono, a dieta incorpora pequenas aves, estando referenciada a predação de 31 espécies de aves na Península Ibérica (Ibáñez *et al.* 2016). Abriga-se preferencialmente em cavidades de árvores, mas também há registo de indivíduos isolados em



Nyctalus lasiopterus ©Paulo Barros

Nyctalus lasiopterus • Morcego-arborícola-gigante

caixas-abrigo, fendas de telhados, cavidades subterrâneas e em viadutos (Amorim *et al.* 2013). Apresenta um comportamento reprodutivo do tipo “fissão-fusão” (Popa-Lisseanu *et al.* 2008, Dietz & Kiefer 2016).

Fatores de Ameaça

Ao nível do habitat, destacam-se a desflorestação, fogos e o abate de árvores maduras em áreas florestais e parques urbanos, reduzindo substancialmente a disponibilidade de abrigo, e condicionando o estabelecimento de colónias de reprodução (Popa-Lisseanu *et al.* 2008). Ao nível dos recursos tróficos, a difusão de fitofármacos no solo e água irá afetar a abundância de presas, reduzindo as áreas de alimentação (Cabral *et al.* 2005).

A mortalidade em parques eólicos também representa um fator de ameaça, dado que voa em altura e percorre grandes distâncias durante a alimentação e migração (Rodrigues *et al.* 2015).

Medidas de Conservação

Dado o desconhecimento generalizado sobre esta espécie em Portugal será indispensável colmatar as lacunas de conhecimento, em particular sobre a distribuição, ocorrência e tendências populacionais. Adicionalmente, é prioritário identificar e proteger as árvores que albergam colónias e preservar as características da massa florestal em redor (cerca de 100-500 m), promovendo ações de gestão em áreas florestais e urbanas que garantam a proteção e a manutenção de árvores maduras de grande porte, com cavidades naturais ou de pica-pau (potenciais abrigos) (Cabral *et al.* 2005). É também importante a criação e/ou manutenção de pontos de água na proximidade dos abrigos, que funcionem como bebedouro (Guixé & Camprodon 2018).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas morfologicamente de morcego-arborícola-gigante *Nyctalus lasiopterus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Duro V, Barros P & Faria S (2023). *Nyctalus lasiopterus* morcego-arborícola-gigante. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Eptesicus serotinus (Schreber, 1774)

Morcego-hortelão-escuro

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A informação disponível não suporta a atribuição de qualquer estatuto de ameaça. A sua Área de Ocupação estimada é inferior a 2000 km², mas deverá ser o resultado da recente separação da sua espécie gêmea *E. isabellinus*. Espécie com uma ampla distribuição e aparentemente abundante.

Distribuição

Global: Amplamente distribuída no Paleártico. Ocupa quase toda a Europa, ocorrendo desde a Dinamarca, Suécia e sul de Inglaterra até ao mar Mediterrâneo. Fora da Europa, ocorre no Médio Oriente e Cáucaso até à Ásia Central, China e Taiwan (Dietz *et al.* 2011).

Portugal: Encontra-se em todo o território continental, à exceção do sul e interior alentejano, assim como do Algarve. A Área de Ocupação estimada é inferior a 2000 km², enquanto a Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km², o que representa um aumento em relação à avaliação anterior (Cabral *et al.* 2005), embora provavelmente resultante de um aumento de conhecimento e esforço de amostragem e não de um aumento efetivo da distribuição e abundância.

População e Tendência

População: A longevidade média da espécie é de 5 anos, sendo a máxima registada de 24 anos (Martinoli *et al.* 2020). A maturidade sexual é atingida entre o segundo e quarto ano de vida (Martinoli *et al.* 2020). O tempo geracional é de cerca de 6,6 anos (Pacifci *et al.* 2013). As colónias de reprodução são normalmente constituídas por 10-60 fêmeas adultas, havendo, no entanto, registos com algumas centenas (Dietz *et al.* 2011).

Cada fêmea produz apenas 1 cria por ano, sendo os gémeos raros (Dietz *et al.* 2011). Os abrigos de hibernação não são bem conhecidos, mas considera-se que a maioria dos indivíduos hiberne em edifícios ou falésias (Rebelo 2013). Não é conhecido o tamanho nem tendência populacionais desta espécie em Portugal. No entanto, a nível global acredita-se que se encontre estável, com ligeiras flutuações observadas nalgumas regiões (Godlevska *et al.* 2021).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Abriga-se muitas vezes em infraestruturas humanas, onde ocupa fendas e cavidades debaixo de telhas, caixas de estores, juntas de pontes e viadutos, entre outras (Dietz *et al.* 2011). Em zonas naturais ocupa fendas de escarpas e zonas rochosas, entradas de grutas e buracos nas árvores (Dietz *et al.* 2011). As fêmeas parecem ser essencialmente sedentárias, mas os machos provavelmente dispersam bastante, havendo registos de movimentos de 330 km. As áreas de caça encontram-se normalmente num raio de 4,5 km ao redor do abrigo,



Eptesicus serotinus ©Margarida Augusto

Eptesicus serotinus • Morcego-hortelão-escuro

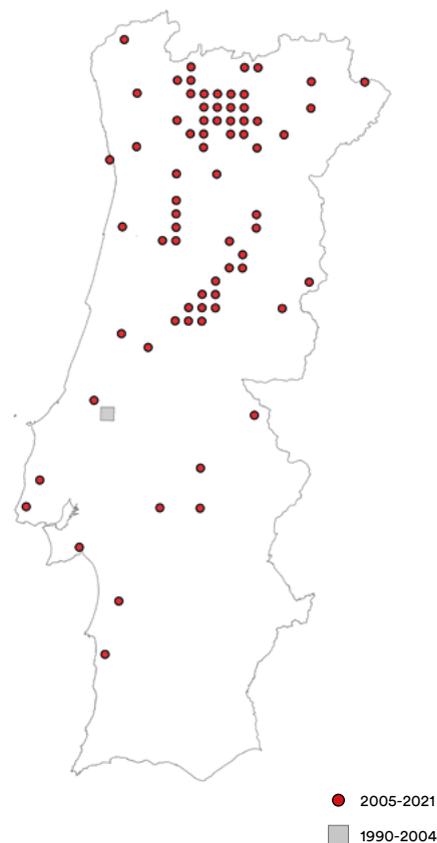
por vezes até 12 km (Dietz & Kiefer 2020). Caça essencialmente em zonas abertas, associadas a florestas e mosaicos agrícolas, de preferência com corpos de água na proximidade, capturando as presas ao longo de sebes, entre as copas de árvores, ou em zonas abertas (Rebello 2013). Alimenta-se essencialmente de escaravelhos, mas também consome outros insetos como borboletas, dípteros, hemípteros e vespas parasitoides (Dietz & Kiefer 2020).

Fatores de Ameaça

As principais causas de ameaça estão associadas à perda de habitat, destruição de abrigos, uso abusivo de pesticidas e aumento da agricultura intensiva (Rebello 2013). A poluição luminosa parece também ser um fator de ameaça à conectividade, a nível da paisagem (Martinoli *et al.* 2020). Em zonas urbanas e rurais, a predação por gatos e cães pode ter um impacto negativo nas populações (Martinoli *et al.* 2020).

Medidas de Conservação

A proteção dos abrigos e a manutenção dos sistemas agrícolas tradicionais, associados a mosaicos agrícolas com a presença de sebes e pequenas manchas florestais, são medidas positivas para a preservação da espécie (Rebello 2013). Uma vez que a iluminação artificial noturna parece afetar negativamente a dispersão dos indivíduos (Martinoli *et al.* 2020), o planeamento da iluminação pública poderá também mitigar o seu efeito. A sensibilização das populações para a importância dos morcegos, assim como a minimização do impacto negativo de gatos, poderá ajudar a reduzir a mortalidade da espécie em zonas humanizadas (Martinoli *et al.* 2020).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-hortelão-escuro *Eptesicus serotinus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Mata VA (2023). *Eptesicus serotinus* morcego-hortelão-escuro. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Eptesicus isabellinus (Temminck, 1840)

Morcego-hortelão-claro

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Eptesicus isabellinus, inicialmente considerada uma subespécie de *Eptesicus serotinus*, foi recentemente confirmada como uma entidade distinta com base em dados moleculares (Ibáñez *et al.* 2006, Juste *et al.* 2013, Juste 2016).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A informação disponível em Portugal não suporta a atribuição de qualquer estatuto de ameaça, à exceção da Área de Ocupação estimada (<500 km²). No entanto, a espécie apresenta uma ampla distribuição e é abundante em algumas regiões. Não existem estimativas para a população nacional, mas parece ser localmente abundante, particularmente no interior sul do país, devendo a população ser superior a 10 000 indivíduos maduros.



Eptesicus isabellinus ©Carlos Carrapato

Distribuição

Global: Ocorre na região mais quente e meridional da Península Ibérica e no Norte de África, numa margem estreita ao longo do Mar Mediterrâneo, entre Marrocos e a Líbia (Juste 2016).

Portugal: Presente de norte a sul do país. Parece ser mais frequente a sul e ao longo da metade oriental de Portugal, com algumas observações pontuais na área metropolitana de Lisboa e no Parque Nacional Peneda-Gerês. A Área de Ocupação foi estimada em menos de 500 km², enquanto a Extensão de Ocorrência estimada é superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: A longevidade está estimada em 5-10 anos (Lisón 2017). Não existe informação sobre o seu tempo geracional, mas estima-se que seja de 6,6 anos, tal como em *E. serotinus* (Pacifci *et al.* 2013). A taxa de sobrevivência anual média dos adultos é 72 %, com variação entre colónias (Papadatou *et al.* 2011). Em Espanha, na região de Huelva a densidade pode atingir 7,2 indivíduos/km² (Ibáñez 2007) e em Múrcia, a sua população foi estimada em mais de 10 000 indivíduos (Lisón *et al.* 2011).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie fissurícola, cujos abrigos naturais são fendas rochosas e, menos frequentemente, cavidades em árvores (Lisón 2017). Adaptou-se a usar estruturas humanas, formando colónias em fendas de edifícios, pontes e juntas de expansão, podendo mesmo ocupar caixas de estores (Ibáñez 2007, Juste *et al.* 2017, Lisón 2017, Martinoli & Spada 2021). As colónias de maternidade têm entre 20 e 200 fêmeas (Ibáñez 2007). As fêmeas são fortemente filopátricas, não se observando trocas entre abrigos, mesmo quando estes estão próximos (Papadatou *et al.* 2011). Espécie sedentária (Ibáñez 2007).

Parece ser uma espécie plástica na seleção de áreas de alimentação. Favorece áreas florestadas e de matagal junto a pontos de água, parecendo evitar áreas agrícolas não irrigadas (Lisón *et al.* 2014). A dieta é generalista, dominada por escarabeídeos (Coleoptera) e dípteros, observando-se variações sazonais no consumo

Eptesicus isabellinus • Morcego-hortelão-claro

de carabídeos (Coleoptera), lepidópteros e cercopídeos (Hemiptera) (Lisón *et al.* 2015).

Fatores de Ameaça

Não estão identificadas ameaças específicas para esta espécie (Juste 2016). No entanto, a destruição de abrigos em edifícios será uma das potenciais ameaças. A recuperação de edifícios antigos ou a selagem de fissuras em pontes e viadutos poderá resultar na eliminação de colónias (Lisón 2017, Martinoli & Spada 2021). Adicionalmente, a degradação de potenciais habitats de alimentação, particularmente em áreas ripícolas e o uso desregrado de pesticidas poderá reduzir a disponibilidade de alimento, ou a contaminação dos indivíduos por bioacumulação (Juste 2016, Martinoli & Spada 2021).

Medidas de Conservação

Apesar de ser comum em áreas urbanas, e de beneficiar de infraestruturas humanas (Juste 2016), em Portugal é ainda fundamental realizar estudos dirigidos para esta espécie de forma a melhor identificar os seus abrigos (maternidade e hibernação) e definir os parâmetros e tendências populacionais. A preservação dos abrigos deverá ser prioritária, nomeadamente através de ações de sensibilização junto de grupos-alvo, nomeadamente gestores de infraestruturas e empreiteiros de construção e obras públicas, assegurando a identificação atempada de abrigos, a realização de obras em períodos adequados e a disponibilização de abrigos alternativos sempre que necessário (Lisón 2017). Tal como acontece para todas as espécies de morcegos, a racionalização do uso de pesticidas poderá beneficiar esta espécie (Cabral *et al.* 2005).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-hortelão-claro *Eptesicus isabellinus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A (2023). *Eptesicus isabellinus* morcego-hortelão-claro. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Barbastella barbastellus (Schreber, 1774)

Morcego-negro

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie com uma área de distribuição alargada no país, e não havendo evidências de declínios atuais significativos da população.

Distribuição

Global: Ocorre em quase todo o continente Europeu, tendo como limite norte o sul da Suécia (Piraccini 2016, Russo *et al.* 2020). No sul de Espanha só foi encontrado nas regiões montanhosas do leste da Andaluzia (González 2007), mas está presente em Marrocos, nas ilhas Baleares, Córsega, Sardenha e Sicília. Está também presente no Cáucaso, Anatólia e na região norte do Irão (Dietz *et al.* 2009, Piraccini 2016).



Barbastella barbastellus ©Jens Rydell

Portugal: Presente de norte a sul do país. Parece não ocorrer ou ser muito raro no interior do Baixo Alentejo e no Sotavento Algarvio. A Área de Ocupação é estimada em mais de 2000 km² e a Extensão de Ocorrência é superior a 20 000 km².

População e Tendência

População: O morcego-negro atinge a maturidade sexual entre o primeiro e o segundo ano de vida (Russo *et al.* 2020). A longevidade máxima registada é de 21 anos e nove meses (Abel 1970) e o tempo geracional é 7,8 anos (Pacifi *et al.* 2013). Em Portugal é localmente abundante, particularmente nas regiões Norte e Centro. A população nacional está estimada em mais de 10 000 indivíduos adultos. Não há indícios de declínio populacional.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

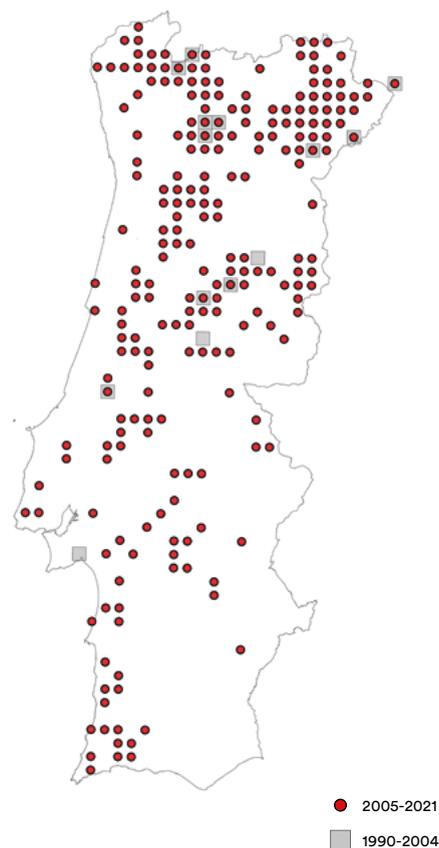
Espécie essencialmente sedentária, com movimentos em geral inferiores a 100 km (Russo *et al.* 2020). Ocasionalmente, pode percorrer distâncias maiores; o maior movimento registado na Europa foi de 290 km na Áustria (Kepka 1960). Trata-se de uma espécie florestal, que durante o período de maternidade se abriga em cavidades ou sob a casca de árvores mortas de grandes dimensões, sempre que estas estão disponíveis (Russo *et al.* 2004). Alternativamente, pode usar cavidades em árvores vivas, ou outras estruturas semelhantes (Russo *et al.* 2004). Durante o inverno, pode abrigar-se em árvores, mas também se abriga em cavidades subterrâneas (grutas, minas e túneis) (Uhrin 1995, Gottfried 2009). As colónias são pequenas (5 a 35 fêmeas mais crias) e mudam de abrigo frequentemente, em média a cada 3,5 dias (Russo *et al.* 2005, Russo *et al.* 2017). Alimenta-se em áreas de floresta madura de folhosas, localizadas entre 1 e 20 km dos abrigos. Prefere as margens de florestas de folhosas nativas, galerias ripícolas e áreas próximo de linhas ou planos de água, mas utiliza também pastagens não melhoradas (Zeale *et al.* 2012, Carr *et al.* 2020). É um especialista em borboletas noturnas (Pyralidae e Arctiidae), ainda que possa também capturar alguns dípteros, coleópteros e outros insetos voadores (Sierra & Arlettaz 1997, Andreas *et al.* 2012).

Fatores de Ameaça

A eliminação ou degradação de florestas maduras de folhosas conduzem à perda de abrigos em árvores antigas e cavernosas e de áreas de alimentação, constitui o maior fator de ameaça a esta espécie (Dietz *et al.* 2009, Piraccini 2016, Tillon *et al.* 2016, Russo *et al.* 2020). A intensificação da agricultura e o uso de pesticidas em áreas adjacentes às manchas florestais são também uma ameaça (Cabral *et al.* 2005). A construção de estradas em áreas florestadas poderá resultar num efeito de barreira e fragmentação do habitat da espécie (Dietz *et al.* 2009). O seu voo baixo resulta num elevado risco de atropelamento (Fensome & Mathews 2016).

Medidas de Conservação

Sendo uma espécie muito dependente de áreas florestais, particularmente de florestas maduras de folhosas, a correta gestão destes habitats constitui uma importante medida de conservação (Dietz *et al.* 2009, Piraccini 2016, Russo *et al.* 2020). Importa assegurar a manutenção de árvores antigas e cavernosas e fomentar a riqueza e estruturação do coberto subarbóreo e galerias ripícolas em áreas florestadas. É também fundamental reduzir o uso de pesticidas (Cabral *et al.* 2005), assegurar a presença das espécies vegetais que suportam o ciclo de vida das principais presas (Carr *et al.* 2020) e prevenir a mortalidade e fragmentação do habitat que poderão resultar da construção de estradas e de outras infraestruturas lineares (Fensome & Mathews 2016, Russo *et al.* 2020).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-negro *Barbastella barbastellus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A (2023). *Barbastella barbastellus* morcego-negro. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Plecotus auritus (Linnaeus, 1758)

Morcego-orelhudo-castanho

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção da espécie, nomeadamente quanto ao tamanho e tendência populacional. Aparenta estar em declínio, pelo menos em algumas regiões de Portugal (Raposeira & Horta obs. pess.).

Distribuição

Global: Espécie endêmica da Europa, ocorrendo entre a Península Ibérica e os Montes Urais na Rússia (Ancillotto & Russo 2020).

Portugal: Distribui-se pelo norte e centro do país, maioritariamente a norte de Castelo Branco, aparentando estar ausente no Sul (Alentejo e Algarve). Observações históricas no Sul (p. ex. Santos 2013) poderão ser o resultado de erros na identificação.

População e Tendência

População: A esperança média de vida é de 4 anos (Dietz *et al.* 2009), embora a longevidade máxima seja de 30 anos (Lanza 2012). O tempo geracional é de cerca de 10-12 anos (Pacifici *et al.* 2013). As crias demoram cerca de 40 dias a atingir o tamanho de adulto (De Fanis & Jones 1995) e a maturidade sexual é normalmente atingida no segundo outono de vida. Globalmente é uma espécie comum em todas as altitudes, mas torna-se rara a altitudes mais baixas em países do Sul, como Portugal, Espanha, Grécia e Itália, onde presumivelmente atinge o extremo sul do seu limite de distribuição (Gazaryan *et al.* 2020). A população apresenta uma tendência estável a nível europeu, mas poderá estar a ocorrer um declínio populacional em regiões onde a espécie atinge o limite sul de distribuição (Ancillotto & Russo 2020) o que poderá ser o caso de Portugal (McGowan *et al.* 2021; Raposeira *et al.* In Review). Em algumas regiões do

país, como é caso da Serra da Estrela, num período de seis anos a abundância de fêmeas reprodutoras diminuiu cerca de 90 % (2014-2019) (Raposeira & Horta obs. pess.).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie adaptada à floresta de zonas temperadas (Swift & Racey 1983, Fluckiger & Beck 1995). Tem preferência por abrigos em árvores folhosas como cavidades apodrecidas ou buracos de pica-paus (Tillon 2016). Podem também utilizar edifícios ou fendas em rochas na ausência de abrigos em árvores (Rydell *et al.* 2017). Preferindo caçar em zonas com floresta de folhosas ou mista, ou em zonas de altitude como turfeiras ou cervunais, esta espécie também pode ser detetada em parques, pomares e jardins (Ashrafi *et al.* 2013). Alimenta-se maioritariamente de lepidópteros, bem como de dípteros e coleópteros (Dietz *et al.* 2009, Razgour *et al.* 2011). As colónias de criação geralmente albergam 10-20 indivíduos (Speakman *et al.* 1991). As fêmeas, normalmente, produzem 1 cria por ano (Javrunjan 1974).



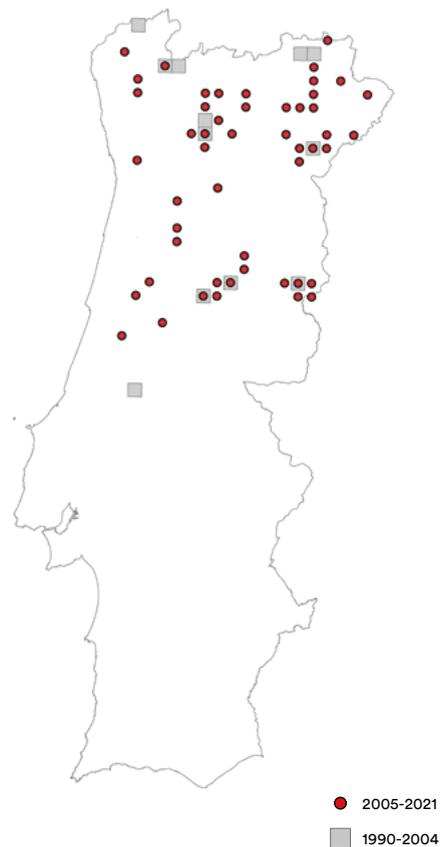
Plecotus auritus @Paulo Barros

Fatores de Ameaça

No sul da área de distribuição a espécie poderá estar ameaçada pelas alterações climáticas, pela perda de floresta autóctone resultante de incêndios florestais e aumento de árvores exóticas, resultando em perda de habitat (McGowan et al. 2021). O uso de pesticidas poderá ser um fator de mortalidade e causador da redução do alimento (Hahn et al. 2015). A destruição ou deterioração de abrigos também tem sido um fator de ameaça.

Medidas de Conservação

Como medida de conservação e de mitigação do impacto dos incêndios florestais e das alterações climáticas, propõe-se a aplicação de medidas de gestão florestal sustentável que promovam a contenção de incêndios em áreas onde são conhecidas manchas florestais antigas. Propõe-se a reforestação de manchas florestais ardidas onde se tenha registada elevada abundância de indivíduos, como é o caso do Parque Natural da Serra da Estrela, bem como a erradicação de árvores exóticas. A manutenção de pontos de água já existentes ou a criação de novos são também medidas importantes, porque proporcionam o acesso a este recurso e contribuem para a permanência da espécie no local. A criação de novos abrigos e/ou restauro de abrigos existentes em regiões onde foi confirmada a reprodução da espécie pode ser uma medida importante para reverter o declínio das colónias de reprodução em algumas regiões. A redução do uso de pesticidas, contribui para o aumento da disponibilidade de presas e diminuição da mortalidade de indivíduos por exposição/metabolização dos pesticidas. Reforça-se a importância do desenvolvimento duma avaliação continuada do tamanho da população e das tendências populacionais a nível nacional e regional.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-orelhudo-castanho *Plecotus auritus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Raposeira H & Horta P (2023). *Plecotus auritus* morcego-orelhudo-castanho. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Plecotus austriacus (Fischer, 1829)

Morcego-orelhudo-cinzeno

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

QUASE AMEAÇADA – NT A3(b)

Fundamentação:

A espécie tem uma população superior a 10 000 indivíduos maduros e uma distribuição alargada no país. No entanto, os recentes declínios populacionais observados na zona centro de Portugal (Raposeira & Horta obs. pess.) e na restante área de distribuição (Haysom *et al.* 2013, EUROBATS 2014, Mathews *et al.* 2018, Gazaryan & Godlevska 2021), permitem projetar declínios mais alargados (mas < 30 %) no país.

Distribuição

Global: Espécie endêmica da Europa, ocorrendo desde a costa Atlântica até à Ucrânia sendo extremamente rara nas latitudes a norte da Alemanha e Polónia (Gazaryan & Godlevska 2021).

Portugal: Distribui-se pelo norte, centro e costa sul do país, estando aparentemente ausente do interior sul. Ocorre na ilha da Madeira (Gazaryan & Godlevska 2021).

População e Tendência

População: População estimada em mais de 10 000 indivíduos maduros em Portugal Continental. A informação referente à tendência populacional é escassa. No entanto, existem alguns indícios de declínio, com o desaparecimento, há mais de 10 anos, de algumas colónias reprodutoras historicamente conhecidas (p. ex. na serra da Lousã, serra de São Mamede e serra da Estrela), e o decréscimo progressivo e significativo da abundância de fêmeas reprodutoras no Parque Natural da Serra da Estrela (redução de 50,2 %; 2014-2019) (Raposeira & Horta obs. pess.). As fêmeas produzem 1 cria por ano, que atinge a maturidade sexual no segundo ano de vida. Os acasalamentos ocorrem nos abrigos de maternidade durante o outono e os nascimentos em junho-julho (Razgour 2020).

Sendo uma espécie relativamente comum na sua área de ocorrência, demonstra uma tendência consistente e generalizada de declínio dos efetivos populacionais (Haysom *et al.* 2013,

EUROBATS 2014, Mathews *et al.* 2018, Gazaryan & Godlevska 2021), retratada no seu estado de conservação desfavorável na maioria dos países da União Europeia (European Environment Agency 2013-2018). Globalmente a população desta espécie apresenta uma taxa de declínio de indivíduos maduros de 25-29 % em 3 gerações (cerca de 23 anos; tempo geracional=7,6 anos) (Pacifci *et al.* 2013).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Os abrigos de hibernação são normalmente caves, túneis e minas de água/minério. As colónias de maternidade são mais frequentemente encontradas em casas devolutas e sótãos, compreendendo normalmente 10-30 indivíduos (Razgour 2020). Os locais de caça incluem pequenos prados, campos em pouso, pântanos, orlas de florestas e áreas urbanizadas, como parques, evitando campos lavrados, florestas de coníferas e grandes espelhos de água (Razgour 2020). Normalmente caça próximo dos abrigos, podendo afastar-se destes até cerca de 5,5 km. As presas preferenciais são lepidópteros, mas também dípteros (Razgour *et al.* 2011).

Fatores de Ameaça

A destruição de abrigos de reprodução representa a maior ameaça, acrescida da perturbação dos locais de hibernação



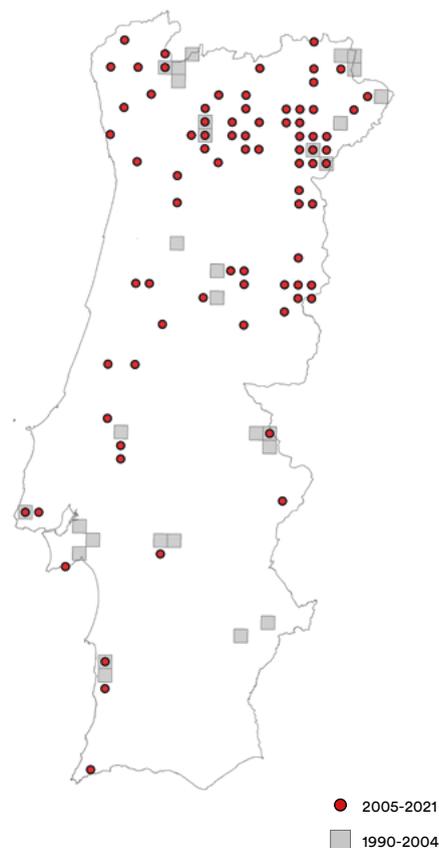
Plecotus austriacus ©Diogo Oliveira

Plecotus austriacus • Morcego-orelhudo-cinzento

e criação por visitação/vandalismo (Gazaryan & Godlevska 2021). A espécie é particularmente sensível à poluição luminosa, tanto nos abrigos como nos locais de caça (Voigt *et al.* 2018). A fragmentação da paisagem e o uso de pesticidas resultam no declínio do habitat e das presas (Simon *et al.* 2012), representando uma pressão particularmente relevante para as colónias de maternidade (Kyheröinen *et al.* 2019). A fragmentação é exponenciada pelo alto risco de colisão com veículos (Fensome & Mathews 2016). As alterações climáticas representam uma pressão potencialmente crescente (Razgour 2020), não apenas pelas alterações graduais que impõem aos habitats (Razgour *et al.* 2013) mas também devido ao aumento da incidência de secas severas e incêndios rurais (Gazaryan & Godlevska 2021).

Medidas de Conservação

Tendo em conta as pressões exercidas sobre os abrigos de criação, recomenda-se que os trabalhos de restauro de telhados e sótãos que alberguem colónias de maternidade ocorram exclusivamente entre novembro e março, de modo a evitar coincidir com o período de ocupação (Scheunert *et al.* 2010), sendo desaconselhado o uso de produtos químicos. As demolições deverão ser compensadas pela criação de abrigos artificiais nas imediações. A interdição de acesso aos abrigos e a eliminação da poluição luminosa poderão ser medidas relevantes. O desenvolvimento de uma agricultura sustentável, com redução do uso de pesticidas, permite aumentar a disponibilidade de presas (Razgour 2020) e diminuir a mortalidade de indivíduos por exposição/metabolização/bioacumulação de pesticidas. O restauro de sebes e galerias ripícolas e a criação de novas linhas de vegetação em grandes áreas abertas deverá ajudar a mitigar o risco de fragmentação. Aumentar a disponibilidade e a qualidade dos restantes habitats aquáticos, incluindo pântanos, charcas e tanques ao redor dos abrigos de maternidade são medidas de conservação igualmente importantes (Gazaryan & Godlevska 2021). Em Portugal estas medidas ganham particular relevância por ser uma região que se prevê vir a sofrer fortes alterações climáticas que irão afetar os habitats mais adequados. Por outro lado, esta região, juntamente com a restante Península Ibérica, alberga a maior parte da diversidade genética da espécie, da qual deriva o seu maior potencial evolutivo e adaptativo (Razgour *et al.* 2013). Reforça-se a importância de realizar a avaliação das tendências populacionais a nível nacional e regional.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-orelhudo-cinzento *Plecotus austriacus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Horta P & Raposeira H (2023). *Plecotus austriacus* morcego-orelhudo-cinzento. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Miniopterus schreibersii (Kuhl, 1817)

Morcego-de-peluche

Taxonomia

Chiroptera, Miniopteridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

QUASE AMEAÇADA – NT A3(b)

Fundamentação: A Área de Ocupação é reduzida (<2000 km²). Apesar da população nacional aparentar estabilidade, os recentes declínios populacionais observados em Espanha e restante área de distribuição (Lucas 2007, Gazaryan *et al.* 2020), permitem projetar declínios também em Portugal.

Distribuição

Global: Ocorre de Portugal ao Cáucaso ocidental e, latitudinalmente, do norte da Tunísia até à Suíça (Gazaryan *et al.* 2020, Sramek *et al.* 2013).

Portugal: Presente em todo o território continental, em maior abundância nas regiões com mais disponibilidade de abrigos subterrâneos, como grutas e grandes galerias de minas abandonadas. A Área de Ocupação é inferior a 2000 km² e a Extensão de Ocorrência superior 20 000 km².

População e Tendência

População: Atinge a maturidade sexual no segundo ano de vida (Palmeirim *et al.* 1999) e o tempo geracional é de cerca de 5,5 anos (Pacifici *et al.* 2013). A população nacional é de várias dezenas de milhar de indivíduos maduros e não há evidência de que esteja a declinar. É uma espécie com uma marcada fidelidade às colónias de maternidade, e as fêmeas reproduzem-se quase sempre na colónia em que nasceram (Palmeirim & Rodrigues 1995). Em consequência desta fidelidade as colónias tendem a funcionar como populações parcialmente isoladas, apesar de se manter entre elas algum fluxo genético (Ramos Pereira *et al.* 2009).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Utiliza quase exclusivamente abrigos subterrâneos, como grutas, minas abandonadas e outros túneis espaçosos. É fortemente gregária, formando colónias que podem incluir milhares de indivíduos (Palmeirim & Rodrigues 1992), frequentemente em associação com outras espécies como *Myotis myotis*, *M. blythii* e *Rhinolophus mehelyi* (Rodrigues 2013).

A dieta é constituída principalmente por lepidópteros, mas consome também outros insetos, como dípteros e coleópteros (Alberdi *et al.* 2020). Caça numa grande diversidade de habitats, como áreas ripícolas, florestas, pomares, linhas de árvores e áreas urbanas iluminadas (Russo & Jones 2003, Vincent *et al.* 2011, Rainho & Palmeirim 2013). No sul de Portugal e em França a maior parte dos indivíduos regressam, noite após noite, a áreas de caça fixas, em geral até cerca de 10 km do abrigo, ainda que nalguns casos ultrapassem essa distância (Rainho & Palmeirim 2011, Vincent *et al.* 2011).

Fatores de Ameaça

As principais pressões e ameaças são as que podem afetar os abrigos subterrâneos, nos quais a grande maior parte dos

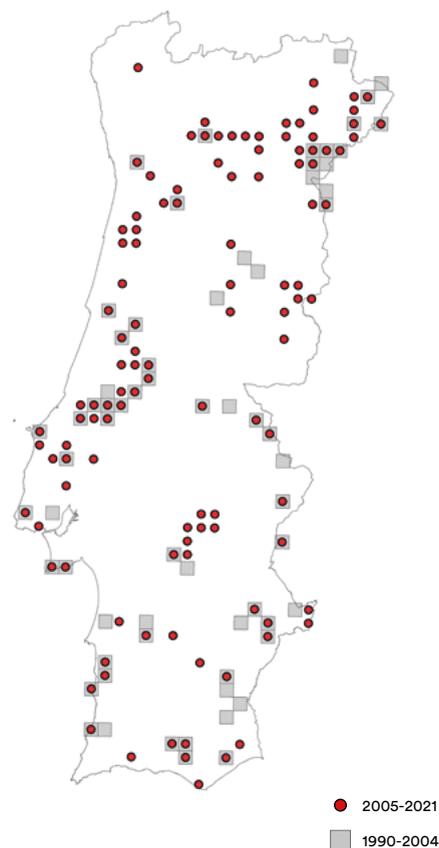


Miniopterus schreibersii • Morcego-de-peluche

indivíduos se concentra. Alguns destes são frequentemente perturbados por visitantes, com consequências potencialmente graves para as populações (Rodrigues 1996). Os abrigos podem também ser afetados pelo bloqueio das entradas por vegetação ou, no caso de galerias de minas abandonadas, por derrocadas. Outras ameaças incluem a reativação de explorações mineiras e a instalação de parques eólicos nas imediações dos abrigos. Estas ameaças são particularmente preocupantes devido ao grande apego dos animais ao seu abrigo natal (Palmeirim & Rodrigues 1992, Ramos Pereira *et al.* 2009) e pelo facto do número de abrigos com condições para albergar colónias ser reduzido. A marcada dependência da espécie de áreas de alimentação em zonas ripícolas (Vincent *et al.* 2011, Rainho & Palmeirim 2013) faz com que a destruição e degradação desses habitats a possa prejudicar substancialmente.

Medidas de Conservação

Parte dos abrigos importantes conhecidos estão incluídos em sítios da Natura 2000, mas é necessário garantir que não são excessivamente perturbados e, nalguns casos, é importante tomar medidas que impeçam o seu bloqueio por derrocadas ou por vegetação nas entradas. Em abrigos frequentemente perturbados é desejável controlar o acesso através da colocação de vedações a uma certa distância da entrada; grades aplicadas diretamente na entrada podem afetar o comportamento destes morcegos, podendo levar ao abandono dos abrigos (Rodrigues 1996). É de notar que *M. schreibersii* necessita de abrigos com condições microclimáticas distintas ao longo do ano, e assim sendo a manutenção de cada população depende da preservação de uma rede de locais, entre os quais realizam migrações regulares (Rodrigues & Palmeirim 2008), pelo que este comportamento da espécie deve ser considerado nos planos de conservação. Ao nível dos habitats de alimentação é particularmente importante proteger e recuperar as galerias ripícolas, especialmente as potencialmente mais utilizadas, localizadas num raio de cerca de 10 km em torno dos abrigos de maternidade (Rainho & Palmeirim 2011).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-de-peluche *Miniopterus schreibersii* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rodrigues L, Palmeirim JM, Ramos Pereira MJ & Rainho A (2023). *Miniopterus schreibersii* morcego-de-peluche. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Tadarida teniotis (Rafinesque, 1814)

Morcego-rabudo

Taxonomia

Chiroptera, Molossidae

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Ampla distribuição, ocupando quase todos os habitats. População estimada em mais de 5000 indivíduos em apenas cinco abrigos do nordeste de Portugal (Amorim *et al.* 2022), sendo o efetivo populacional a nível nacional, seguramente, superior a 10 000 indivíduos e sem evidência de declínio. Os dados recolhidos no âmbito da presente avaliação indicam que a espécie terá uma área de ocupação e extensão de ocorrência estimadas bastante superiores ao determinado na avaliação anterior (Cabral *et al.* 2005).

Distribuição

Global: Presente em todo o Paleártico Ocidental, distribuindo-se ao longo da bacia do Mediterrâneo, e com ocorrência pontual na Europa Central. As populações da Ásia Central e Oriental são fragmentadas, e estudos recentes sugerem que a espécie poderá ser rara ou mesmo ausente nesta região (Amorim *et al.* 2020b).

Portugal: Ocorre em todo o território, com exceção de uma faixa restrita da região sudeste onde não foi ainda confirmada.



Tadarida teniotis © Paulo Barros

A área de ocupação estimada é superior a 2000 km², representando um aumento substancial face à avaliação anterior. A estimativa de extensão de ocorrência também sofreu um aumento, embora muito menos expressivo. É provável que este aumento se deva a um maior esforço de amostragem e não a uma expansão real da área de ocorrência da espécie.

População e Tendência

População: Desde a última avaliação foi identificado um elevado número de colónias em estruturas humanas (p. ex. pontes e túneis de ligação a terrenos agrícolas), com largas centenas de indivíduos, em particular na região Nordeste de Portugal onde a espécie parece ser mais abundante (Amorim *et al.* 2013). Embora a informação sobre a maturidade sexual seja escassa, o nascimento tardio das crias, assim como a observação de um elevado número de fêmeas não reprodutoras em abrigos de criação no início da época de atividade (Amorim *et al.* 2020a), sugere que as fêmeas só atingem a maturidade sexual no segundo ano de vida. Estima-se que tenha um tempo geracional de cerca de 3,9 anos (Pacifici *et al.* 2013). Apresenta um sistema de reprodução do tipo harém, com formação de grandes colónias entre o final da primavera e início do outono (Balmori 2018). A população nacional estimada é superior a 10 000 indivíduos, podendo as subpopulações ser compostas por mais de 1000 indivíduos (Amorim *et al.* 2022).

Apresenta uma tendência populacional estável, podendo mesmo estar em expansão como resultado da utilização de estruturas humanas como abrigo (Amorim *et al.* 2013). Não são conhecidas flutuações anuais ou sazonais que possam comprometer a viabilidade das populações e não se antevê um declínio generalizado da espécie num futuro próximo.

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Sendo uma espécie que utiliza fendas em rochas como abrigo natural, a ocorrência está maioritariamente associada a zonas montanhosas ou falésias (Arlettaz 2000; Dietz *et al.* 2009).

A presença de colónias numerosas tem vindo a ser confirmada também em estruturas humanas como edifícios históricos, viadutos e túneis em estradas, aquedutos e até edifícios de construção moderna que apresentem fissuras (Amorim *et al.*,

Tadarida teniotis • Morcego-rabudo

2013, Russo & Ancillotto 2015, Balmori 2018). Trabalhos recentes mostraram que os indivíduos são fiéis a um número reduzido de abrigos numa mesma região (Amorim *et al.* 2022, O'Mara *et al.* 2021). No inverno observa-se uma redução drástica do número de indivíduos presentes nas colónias de criação, bem como da sua atividade (Amorim *et al.* 2020, Balmori 2018). Apesar de ser considerada uma espécie com baixa capacidade de hibernação (Arlettaz *et al.* 2000), o comportamento durante esse período é ainda bastante desconhecido, já que não são conhecidas grandes colónias de inverno.

É uma espécie de voo alto que percorre grandes distâncias e caça numa grande variedade de habitats (O'Mara *et al.* 2021, Marques *et al.* 2004). Especialista em borboletas noturnas, tirando partido das grandes aglomerações e das presas mais abundantes (Mata *et al.* 2016).

Fatores de Ameaça

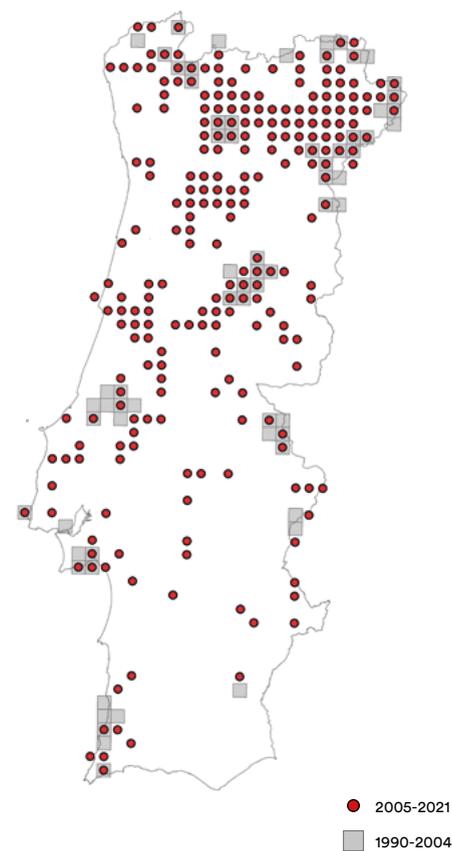
O uso de pesticidas, quer por redução de presas, quer por ingestão de contaminantes, pode ser considerado uma ameaça. As alterações climáticas poderão também constituir um importante fator de ameaça, já que níveis elevados de seca durante o inverno e primavera comprometem o sucesso reprodutivo da espécie (Amorim *et al.* 2015). A longo prazo, o aumento da frequência e gravidade das secas poderá conduzir a uma depleção das populações. A reduzida mortalidade detetada em parques eólicos está, muito provavelmente, relacionada com o facto de voarem acima da zona de risco de colisão. No entanto, a tendência de aumento do tamanho dos aerogeradores poderá conduzir a um maior risco de mortalidade.

A presença de grandes colónias em estruturas humanas, como viadutos, e túneis de acesso a terrenos agrícolas ou igrejas, representa uma situação de potencial conflito entre as atividades humanas e os interesses de conservação, já que estas estruturas requerem intervenções e/ou manutenção regulares, originando perturbação e eventual abandono das colónias.

Medidas de Conservação

Deverá ser dada especial atenção às grandes colónias que ocupam estruturas humanas, promovendo ações de sensibilização de grupos-alvo (p. ex. construtoras, empresas de restauro) e um acompanhamento de todas as intervenções passíveis de

causar perturbação. A espécie não requer medidas específicas adicionais, sendo expectável que qualquer medida de gestão de habitat direcionada a outras espécies, a possam beneficiar.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de morcego-rabudo *Tadarida teniotis* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Amorim F (2023). *Tadarida teniotis* morcego-rabudo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.





Lagomorpha

Lepus granatensis Rosenhauer, 1856

Lebre-ibérica, Lebre

Taxonomia

Lagomorpha, Leporidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU (A2b; A3b; A4b)

Fundamentação: Declínio entre 50 e 69 % no número de indivíduos maduros nos últimos 10 anos. A população reprodutora deverá ser capaz de resgatar a população regional, reduzindo a probabilidade de extinção.

Distribuição

Global: Espécie endêmica da Península Ibérica, ocorrendo em toda a Península, à exceção da zona nordeste, e na ilha de Maiorca. Foi introduzida na zona de Nimes, no sul de França (Alves *et al.* 2002), permanecendo a população introduzida restringida a esta área.

Portugal: Está presente em todo o território continental, sendo mais comum a sul do Tejo. É rara na parte ocidental das regiões centro e norte, particularmente a norte do Douro. Tem uma área de ocupação superior a 2500 km² (Pita *et al.* 2021)

População e Tendência

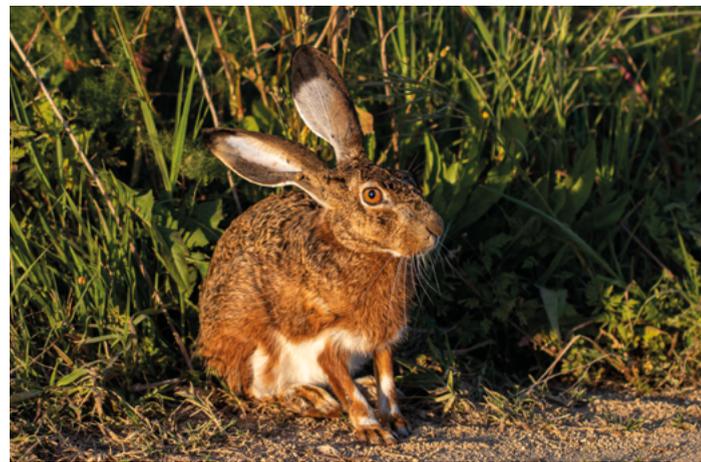
População: Efetivo populacional com oscilações nos últimos 10 anos (ICNF s/d; Prenda *et al.* 2022). Desde 2018 verifica-se um declínio acentuado e continuado, devido a um surto de mixomatose. O vírus “saltou” entre espécies, de coelhos para lebres. (Hernández *et al.* 2022, Prenda *et al.* 2022). A doença hemorrágica viral (RHD) e a sua nova variante (RHD2) parecem não afetar as populações de lebre-ibérica (Lopes *et al.* 2014, Duarte *et al.* 2021a). O declínio é bem perceptível no número de animais caçados e atropelados em Portugal que decresceu, em três anos, 68 e 53 %, respetivamente (LIFE LINES – UE/IP, 2022, ICNF s/d). É desconhecida a capacidade de recuperação da espécie face à ameaça da mixomatose. Contudo, dado o número atual estimado de indivíduos maduros ser superior a 12 500

(Pita *et al.* 2021, Duarte *et al.* 2021b) e as recuperações observadas anteriormente em Espanha após colapsos populacionais (Prenda *et al.* 2022), considera-se que a população poderá recuperar. O tempo geracional estimado é de cerca de 3 anos (Pacifci *et al.* 2013). Contudo, em Portugal, devido à exploração cinegética, este tempo poderá ser substancialmente menor. As lebres são solitárias e abrigam-se em depressões que escavam no terreno, não construindo tocas. Ao contrário das outras espécies de lebre na Europa, reproduz-se durante todo o ano, embora com picos na primavera, sendo o tamanho médio da ninhada de 1,6 crias (Alves *et al.* 2002, Duarte 2021a). A maturidade sexual ocorre entre os 4 e os 5 meses (Duarte *et al.* 2021a).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Tem preferência por áreas abertas incluindo pastagens naturais e artificiais, olivais, vinhas, montados e zonas de mosaico com pastagens/campos agrícolas intercalados com zonas florestais. A homogeneização da paisagem decorrente da instalação de monoculturas intensivas, sobretudo no sul de Portugal, com eliminação de sebes e zonas marginais, é desfavorável para a sua ocorrência (Farfán *et al.* 2012).



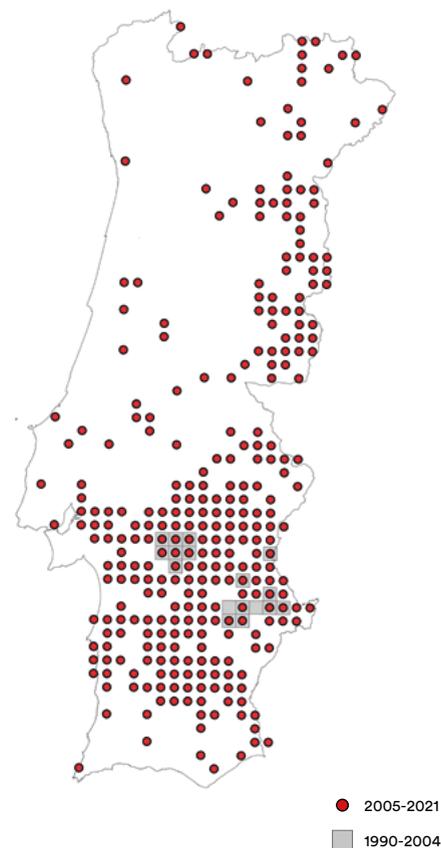
Lepus granatensis ©Jacinto Román

Fatores de Ameaça

As principais ameaças são as doenças virais, nomeadamente a mixomatose, e a perda de habitat pela transformação da paisagem devida à intensificação agrícola, instalação de florestas extensivas de produção e aumento dos espaços florestais por abandono agrícola. A caça excessiva e a mortalidade por atropelamento também contribuem para o declínio (Duarte *et al.* 2021a, Duarte *et al.* 2021b). Poderá ser presa alternativa ao coelho nas áreas onde este decresceu, o que incrementará a mortalidade por predação (Duarte *et al.* 2021a). O aumento de javali, impacta negativamente as suas populações pela predação de juvenis (Duarte *et al.* 2021a). As alterações climáticas previstas para a Península poderão beneficiar a expansão da lebre para novas áreas fora da sua área de distribuição atual e, portanto, não constituem uma ameaça direta para a espécie (Acevedo *et al.* 2012).

Medidas de Conservação

A monitorização a longo prazo do estado sanitário e da tendência populacional, à escala nacional, é um requisito fundamental para conhecer a real situação da lebre. Os principais esforços de conservação deverão concentrar-se no combate à mixomatose e na promoção de paisagens em mosaico com pastagens, terrenos agrícolas, matos abertos e florestas, evitando as grandes extensões de monoculturas. Nestas, deverão manter-se ou recuperar-se os elementos singulares e habitats marginais (p. ex. sebes, linhas de escorrência). O controlo do javali e a implementação de medidas mitigadoras dos atropelamentos são importantes para reduzir a mortalidade caso se observe um impacto nas suas populações. Nalgumas zonas deverão ser equacionadas restrições à exploração cinegética por uma redução do número de animais abatidos e/ou ajuste do período de caça.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de lebre-ibérica *Lepus granatensis* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Mira A, Santos AM & Alves PC (2023). *Lepus granatensis* lebre-ibérica. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758)

Coelho-ibérico, Coelho-bravo

Taxonomia

Lagomorpha, Leporidae

A subespécie *O. c. algirus* é a única que ocorre em Portugal Continental, em toda a sua extensão (Ferrand 1995, Branco *et al.* 2000, Delibes-Mateos *et al.* 2022)

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU (A2b)

Fundamentação: É inferida uma redução da população entre os 60 e 79 % nas últimas três gerações. Contudo, a população reprodutora é substancial, e dados de censos populacionais locais, nomeadamente em zonas onde as populações são geridas, sugerem uma tendência para estabilização. Se os fatores de declínio forem limitados, a população reprodutora deverá ser capaz de resgatar a população regional, reduzindo a probabilidade de extinção.

Distribuição

Global: Espécie originária na Península Ibérica, com populações naturais em Portugal, Espanha, França (Alves *et al.* 2008, Smith *et al.* 2018, Delibes-Mateos *et al.* in press). A subespécie *O. c. algirus* ocorre apenas no sudoeste da Península Ibérica, Portugal e Sul de Espanha (Delibes-Mateos *et al.* in press). Atualmente devido a numerosas e repetidas introduções, tem uma distribuição mundial ampla, ocorrendo no centro e norte da Europa, na Austrália, Nova Zelândia, em núcleos dispersos na América do Norte e do Sul e em mais de 800 ilhas (Villafuerte & Delibes-Mateos 2019).

Portugal: Área de ocupação da subespécie superior a 4000 km². Após os Descobrimentos, esta subespécie foi introduzida nos Arquipélagos dos Açores e da Madeira, nos quais só não ocorre na ilha do Corvo e nas ilhas Desertas, depois de ter sido objecto de uma campanha de erradicação (Bell 2001). Não foi detetada qualquer redução significativa da área de ocorrência e não há informação que suporte que as populações se encontram fragmentadas (Pita *et al.* 2021).

População e Tendência

População: A partir de 2010, uma nova variante do vírus RHD (RHD2) afetou os coelhos na Península Ibérica, causando declínios entre os 60 a 70 % (Monterroso *et al.* 2016, Villafuerte & Delibes-Mateos 2019). Este declínio foi particularmente acentuado entre 2011 e 2013 e refletiu-se no número de animais caçados e nos registos de atropelamentos, que diminuiram mais de 80 % (ICNF s/d; LIFE LINES – UE/IP 2022). No futuro, infere-se que o declínio recente poderá ser alterado dada a capacidade de recuperação da espécie (Villafuerte & Delibes-Mateos 2019). O tempo geracional estimado é de 4,1 anos (Pacifci *et al.* 2013). Contudo, em Portugal, onde muitas populações são exploradas para caça, este tempo poderá ser substancialmente menor.

É gregário e polígamo, formando grupos sociais compostos por um macho, várias fêmeas adultas e a sua descendência (Schai-Braun & Hacklander 2016).

Na Península Ibérica, reproduz-se do outono ao final da primavera, com pausa reprodutiva entre julho e setembro (Gonçalves *et al.* 2022). A maturidade é atingida entre os 3 e os 6 meses de idade (Delibes-Mateos *et al.* in press).

Tendência: Declínio.



Oryctolagus cuniculus © Carmo Silva

Habitat e Ecologia

Ocorre numa grande variedade de habitats: bosques mediterrânicos, matos temperados, pastagens naturais e artificiais e terrenos agrícolas. Contudo, o habitat preferencial são as áreas mistas, em mosaico, onde o abrigo alterna com zonas de alimentação e zonas de refúgio com matos (Schai-Braun & Hacklander 2016).

É uma espécie-chave e um modelador nos ecossistemas ibéricos, sendo a presa principal de muitos predadores, incluindo espécies ameaçadas como o lince-ibérico ou a águia-imperial-ibérica (Delibes & Hiraldo 1981, Monterroso *et al.* 2016).

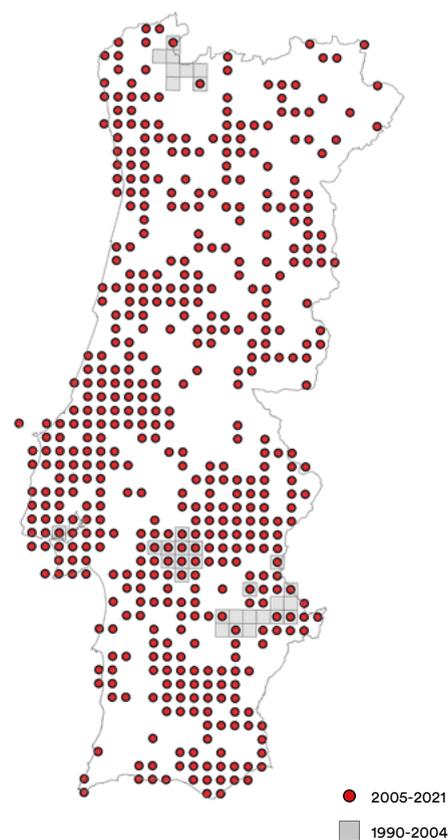
Fatores de Ameaça

É considerado uma das espécies de mamíferos com maior declínio populacional em Portugal na última década. A principal ameaça são as doenças virais, particularmente a nova variante da febre hemorrágica viral (RHD2). A degradação e destruição do habitat em mosaico devido à instalação de agricultura intensiva, florestas de produção e o aumento dos espaços florestais contíguos por abandono agrícola, são igualmente ameaças relevantes (Villafuerte & Delibes-Mateos 2019). O desequilíbrio das comunidades de predadores, a caça excessiva e os atropelamentos podem também contribuir para o seu declínio.

Medidas de Conservação

A monitorização a longo termo e à escala nacional é um requisito fundamental para monitorizar o estado sanitário, determinar a tendência populacional e compreender os principais fatores que influenciam a densidade. Com base nessa informação deverão ser definidos e implementados planos dedicados para a recuperação da espécie. Os principais esforços deverão dirigir-se para minimizar o impacto das doenças que são o fator preponderante no seu declínio, e a promover habitats em mosaico, proporcionando zonas de alimento e de refúgio. Face à elevada incidência da RDH2 e recorrência anual da mixomatose a nível nacional, é necessária regulamentação adicional visando as boas práticas de recuperação das populações a nível regional. Devido ao reduzido efetivo populacional em algumas zonas, e à

vulnerabilidade da espécie, deverão ser equacionadas restrições à exploração cinegética através de uma redução do número de animais abatidos e/ou ajuste do período de caça.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de coelho-ibérico *Oryctolagus cuniculus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Mira A, Santos AE & Alves PC (2023). *Oryctolagus cuniculus* coelho-ibérico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J(eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.





Rodentia

Sciurus vulgaris Linnaeus, 1758

Esquilo, Esquilo-vermelho

Taxonomia

Rodentia, Sciuridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie em expansão em Portugal, não sendo conhecidas flutuações populacionais nos últimos anos. As ameaças atuais não aparentam ter tido um impacto significativo na abundância populacional.

Distribuição

Global: Ocupa uma extensa área no Paleártico, desde a Península Ibérica e Reino Unido mais a oeste, incluindo praticamente toda a Europa continental, Rússia, Mongólia, até à costa do Pacífico no norte da China (Shar *et al.* 2016).

Portugal: Atualmente ocorre em toda a região norte e centro do país (Rocha *et al.* 2017). Alguns registos a sul do rio Tejo suportam a contínua expansão da espécie, pelo que os limites geográficos ainda não são bem conhecidos.



Sciurus vulgaris ©Jacinto Román

População e Tendência

População: O efetivo populacional é desconhecido. A nível local, alguns fatores de ameaça podem conduzir ao declínio das populações, embora a nível nacional a tendência seja de crescimento populacional. Ações de reintrodução contribuíram para densidades populacionais elevadas em parques urbanos (p. ex. Parque Biológico de Gaia, Jardim Botânico da Universidade de Coimbra, Parque Florestal de Monsanto) (Rocha *et al.* 2014, Vieira *et al.* 2015).

A falta de alimento pode levar à dispersão tanto de machos como de fêmeas. No caso de machos jovens a dispersão ocorre principalmente para procura de fêmeas. Os indivíduos podem reproduzir-se a partir dos 9 a 11 meses de idade. A reprodução ocorre na primavera e no verão. As ninhadas variam de 1 a 4 crias. O tempo geracional da espécie é de aproximadamente 4 anos (Pacífico *et al.* 2013).

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

Espécie preferencialmente florestal, ocupando sobretudo florestas de coníferas e bosques mistos, mas também pode ser encontrada em parques urbanos e jardins. A principal fonte de alimento são sementes de várias espécies de pinheiro, podendo também consumir frutos secos como avelãs, nozes e bagas, quando a sua disponibilidade é elevada. No inverno podem consumir cogumelos e pequenos invertebrados (Krauze-Gryz 2015). O esquilo é bastante flexível tanto na escolha de habitat como na alimentação, tendo um comportamento muitas vezes oportunista.

Fatores de Ameaça

A desflorestação, para a agricultura e indústria naval, foi o principal fator que levou à extinção do esquilo-vermelho durante o século XVI em Portugal (Mathias & Gurnell 1998). Atualmente, a redução da disponibilidade e adequabilidade de habitat está relacionada com substituição de florestas por monoculturas de eucaliptos, assim como as atividades de corte de árvores, caça ilegal, incêndios florestais e expansão da rede rodoviária

Sciurus vulgaris • Esquilo, Esquilo-vermelho

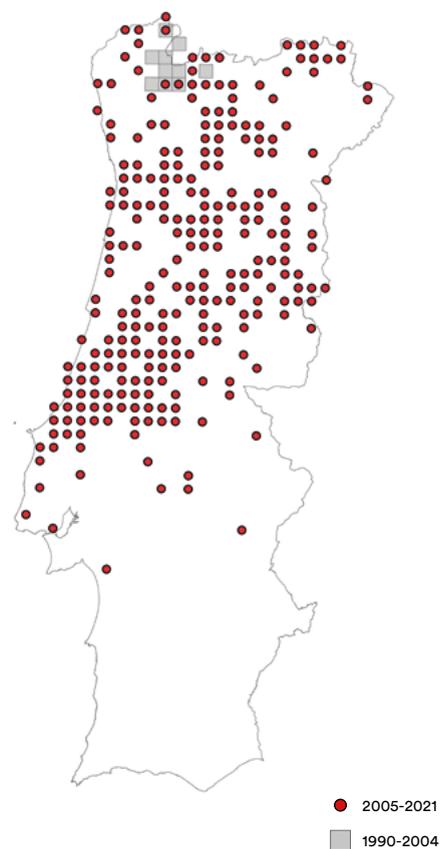
(Rocha *et al.* 2014). Recentemente foi detetada no país uma infeção em indivíduos causada por um Adenovírus (AdVs) (Côrte-Real *et al.* 2020). No entanto, estes fatores não aparentam ter um impacto significativo nas populações.

Dado o potencial de ameaça do esquilo-cinzento (*Sciurus carolinensis*), espécie competidora e ecologicamente dominante, deve-se manter uma vigilância preventiva da introdução desta espécie invasora.

As previsões das respostas da espécie às alterações climáticas indicam uma potencial redução significativa na sua área de distribuição (Araújo *et al.* 2012).

Medidas de Conservação

A abundância da espécie em Portugal está dependente da preservação de áreas florestais, em particular de coníferas ou de espécies arbóreas autóctones, potenciando os recursos alimentares e refúgios. É essencial fomentar a conectividade entre habitats preferenciais, de modo a permitir a dispersão dos indivíduos.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do esquilo-vermelho *Sciurus vulgaris* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Silva C, Monarca R & Rocha RG (2023). *Sciurus vulgaris* esquilo-vermelho. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

*As três autoras contribuíram de igual forma para a elaboração desta ficha

Arvicola sapidus Miller, 1908

Rato-de-água

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU A2bc

Fundamentação: Estima-se que nos últimos 10 anos tenha havido uma redução superior a 30 % quer no número de indivíduos maduros, quer nos locais de ocorrência (Pita *et al.* 2021). Estas tendências de declínio tinham sido já suspeitadas na avaliação anterior, embora na altura tenham sido assumidas como sendo inferiores a 30 %, tendo a espécie sido classificada como LC (Cabral *et al.* 2005). Face à situação também desfavorável em Espanha (Román 2007a), considera-se que a imigração de regiões vizinhas não será suficiente para contrariar a atual tendência de declínio.



Arvicola sapidus ©Ricardo Pita

Distribuição

Global: Espécie endémica da Península Ibérica e França.

Portugal: Ocorrência generalizada em todo o território continental, embora com descontinuidades em toda a sua extensão (Pita *et al.* 2021).

População e Tendência

População: O número de indivíduos maduros deverá variar entre os 2500 e 10 000, estimando-se um declínio populacional continuado nos últimos 10 anos (Pita *et al.* 2021). Apesar de espacialmente estruturada, desconhece-se se a população nacional está dividida em subpopulações e a ocorrência de flutuações extremas na abundância. A área vital média é de cerca de 1000 m² (Pita *et al.* 2010). A maturidade sexual ocorre a partir dos 4 meses de idade, estimando-se um tempo geracional entre 4 e 9 meses.

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Espécie de hábitos semiaquáticos, normalmente associada a linhas e massas de água, com predominância de vegetação herbácea e matos, e solos pouco compactos, onde constrói galerias e túneis (Román 2007b, Pita *et al.* 2011a). É herbívora e acumula restos de vegetação, nomeadamente juncos e herbáceas, e latrinas ao longo dos túneis. Os ninhos à superfície são construídos junto à vegetação mais alta e densa e acima do nível da água (Román 2010). Durante o dia pode ser observada a alimentar-se, embora tenha também atividade noturna e sobretudo crepuscular (Pita *et al.* 2011b).

Fatores de Ameaça

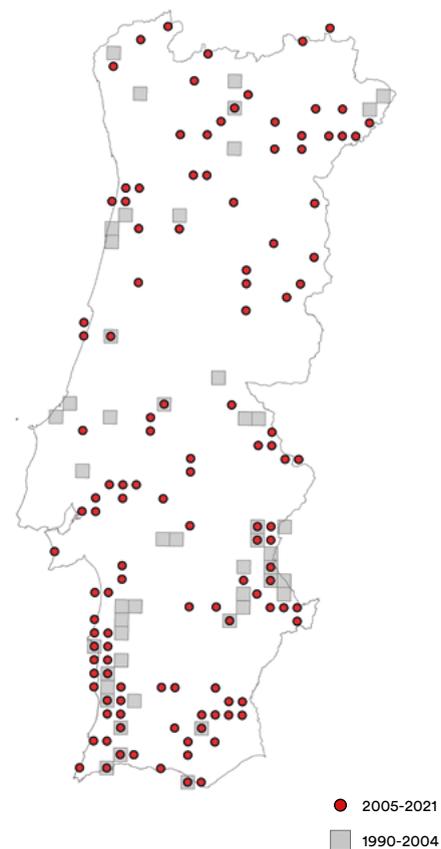
A espécie é sensível à perda, fragmentação e degradação de qualidade do habitat, decorrente da canalização e regularização das linhas de água, sobre-exploração de recursos hídricos, expansão e intensificação agrícola e sobrepastoreio (Román 2007b, Pita *et al.* 2013). O aumento da duração e severidade de fenómenos de seca decorrente das alterações climáticas é uma ameaça para a espécie, uma vez que reduz a disponibilidade

Arvicola sapidus • Rato-de-água

do habitat. As interações bióticas com espécies invasivas também contribuem para o declínio populacional, como a competição interespecífica pelo habitat com a ratazana-castanha (*Rattus norvegicus*) e a predação por visão-americano (*Neovison vison*) (Román 2007a).

Medidas de Conservação

A medida de conservação de maior importância será a proteção e conservação do habitat. Para isso, será necessário prevenir ações que modifiquem a morfologia das margens dos cursos de água, e que alterem o nível da água e a vegetação aí presente, como a drenagem, dragagem, ou construção de canais. Em áreas de maior abundância, deverão ser consideradas propostas de medidas de gestão que limitem o uso de práticas agrícolas e de pastoreio intensivas, queimadas e limpeza da vegetação. Medidas focadas na erradicação do visão-americano (*Neovison vison*), assim como a prevenção do uso de rodenticidas também poderão ter um efeito positivo. É necessária mais investigação dedicada a esta espécie, mapear detalhadamente as populações e habitats existentes, e monitorizar a tendência populacional, de forma a conhecer melhor as razões do seu declínio e avaliar a eficácia de medidas de conservação a serem aplicadas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-de-água *Arvicola sapidus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sabino-Marques H, Vale-Gonçalves H, Román J & Pita R (2023). *Arvicola sapidus* rato-de-água. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Microtus cabreræ Thomas, 1906

Rato-de-cabrera

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU A2b

Fundamentação: A espécie apresenta uma redução da população superior a 30 % nos últimos 10 anos (Pita *et al.* 2021).

Distribuição

Global: Espécie endêmica da Península Ibérica. Apresenta uma distribuição fragmentada em quatro núcleos populacionais (Garrido-García *et al.* 2013), que correspondem a quatro unidades evolutivas distintas (Barbosa *et al.* 2017, 2018).

Portugal: As populações portuguesas inserem-se no núcleo Lusocarpetano, distribuindo-se desde Trás-os-Montes, à Beira Interior, Ribatejo, Estremadura, Alto Alentejo e Sudoeste Alentejano e Algarvio (Mestre *et al.* 2015). A área de ocupação nacional representa cerca de 30 % da área de ocupação global.

População e Tendência

População: Populações espacialmente estruturadas em pequenas unidades ou subpopulações (colónias) conetadas por dispersão (estrutura metapopulacional), cuja persistência depende da dinâmica entre colonizações e extinções locais (Pita *et al.* 2014, Ferreira *et al.* 2018). Estima-se uma diminuição acentuada do número de indivíduos a nível nacional, prevendo-se também uma considerável redução na adequabilidade do habitat para a espécie no futuro (Mestre *et al.* 2015, 2017).

Ao nível local, as densidades das populações portuguesas são relativamente baixas, cerca de 17 indivíduos/ha (Sabino-Marques *et al.* 2018). A área vital média é de cerca de 400 m² e o sistema de acasalamento é predominantemente monogâmico (Pita *et al.* 2014). A reprodução tende a aumentar desde o inverno até à primavera, podendo ser interrompida no verão, sobretudo em anos mais secos, dando origem a flutuações tanto sazonais

como interanuais (Pita *et al.* 2014). O tempo geracional é menor do que um ano.

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Ocupa preferencialmente zonas com elevado grau de humidade edáfica, dominadas por gramíneas perenes e juncos que providenciam alimento, e arbustos espinhosos dispersos para abrigo (Pita *et al.* 2014). Estes habitats estão associados a pequenas depressões, linhas de água, lagoas temporárias, margens de campos agrícolas e bermas de estradas de pequenas dimensões (Pita *et al.* 2014, Proença-Ferreira *et al.* 2019). A dispersão entre populações locais beneficia da existência de uma matriz de habitat favorável, associada a práticas agro-pastoris extensivas. A atividade é sobretudo diurna (Pita *et al.* 2014).

Fatores de Ameaça

As principais perturbações estão relacionadas com a destruição, fragmentação e degradação do habitat decorrentes da intensificação agrícola e sobrepastoreio (Pita *et al.* 2014,



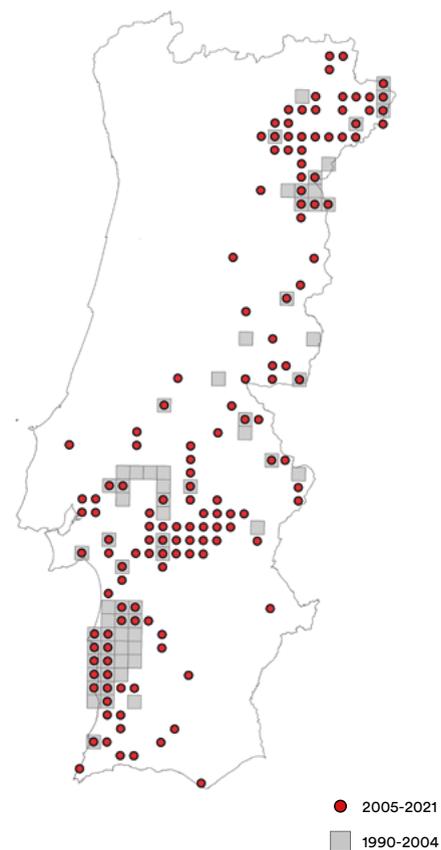
Microtus cabreræ ©Soraia Barbosa

Microtus cabreræ • Rato-de-cabrera

Proença-Ferreira *et al.* 2019), estando as colónias sujeitas a processos de extinção rápida. Outras ameaças relacionadas com a perda e fragmentação de habitat em algumas regiões incluem a urbanização acelerada, assim como a construção ou ampliação de estradas. As alterações climáticas são ainda um fator de ameaça adicional, prevendo-se uma diminuição da adequabilidade do habitat da espécie até 2080 (Mestre *et al.* 2015).

Medidas de Conservação

Num contexto de aumento de perturbação do habitat, a espécie beneficia de esquemas agroambientais que permitam a manutenção de vegetação marginal não cultivada ou pastoreada, de forma a favorecer a dispersão de indivíduos e o estabelecimento de novas colónias, contribuindo assim para a persistência das metapopulações e conservação da diversidade genética (Pita *et al.* 2014). A promoção de conectividade será também fundamental face às alterações climáticas, nomeadamente entre as áreas de habitat favorável atuais e futuras (Mestre *et al.* 2015, 2017).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-de-cabrera *Microtus cabreræ* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Barbosa S, Mestre F & Pita R (2023). *Microtus cabreræ* rato-de-cabrera. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Microtus arvalis (Pallas, 1778)

Rato-dos-prados

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Distribuição marginal em Portugal, coincidente com o limite sudoeste da distribuição da espécie. A presença em território nacional foi detetada em regurgitações de coruja-das-torres (*Tyto alba*) (Cruz *et al.* 2002, Vale-Gonçalves & Cabral 2014, Pita *et al.* 2021), não havendo dados suficientes para avaliar a tendência populacional ou flutuações extremas do seu efetivo.

Distribuição

Global: Distribuição ampla no continente europeu, do norte da Península Ibérica ao Médio Oriente e Rússia central (Shenbrot & Krasnov 2005). Existem populações isoladas na Península Ibérica, nas Ilhas do Canal e nas Ilhas Orkney (Haynes *et al.* 2003). A distribuição altitudinal varia entre o nível do mar e 2600 m (Spitzenberger 2002).

Portugal: A espécie foi detetada pela primeira vez em 2001 na freguesia da Póvoa, Miranda do Douro (Cruz *et al.* 2002), e mais tarde em novas localizações, na união de freguesias de Constantim e Cicouro, e de São Martinho de Angueira (Vale-Gonçalves & Cabral 2014, Pita *et al.* 2021). Estes registos delimitam uma área de ocupação muito restrita no nordeste de Portugal, perto da fronteira com Espanha.

População e Tendência

População: As populações em Portugal provêm provavelmente da migração de indivíduos da subespécie *M. a. asturianus* presentes nos territórios limítrofes do planalto norte de Espanha, onde sofrem grandes explosões populacionais a cada 3 a 4 anos, desde 5-10 indivíduos/ha a mais de 200 indivíduos/ha (Luque-Larena *et al.* 2013). Ao contrário de outras populações

europeias, a subespécie *M. a. asturianus*, reproduz-se ao longo de todo o ano. O sistema de acasalamento é poligínico. Os machos adultos são fortemente territoriais e têm uma maior dispersão reprodutiva. Quando a densidade populacional é elevada, não existe uma organização social clara. Estima-se que o tempo geracional seja entre 2 e 6 meses (González-Esteban & Villate 2007).

Tendência: Desconhecida

Habitat e Ecologia

Espécie com hábitos semi-fossadores. Vive numa grande variedade de habitats abertos, tais como prados, pastagens, terrenos baldios e pequenos fragmentos de vegetação herbácea (fronteiras, valas, canaviais, valas de irrigação) nos quais são mantidos grupos que não ultrapassam 100 indivíduos. Nas zonas agrícolas do planalto do norte de Espanha, manifesta preferência pelas culturas irrigadas, principalmente alfafa e outras gramíneas, sendo habitats de grande importância no verão devido à escassez de água (Jareño *et al.* 2014). As margens lineares entre campos cultivados proporcionam um habitat limitado, mas estável, onde



Microtus arvalis © Jacinto Román

***Microtus arvalis* • Rato-dos-prados**

a abundância é cerca de 20 vezes maior do que no interior das culturas (Rodríguez-Pastor *et al.* 2016). Atividade principalmente diurna. Dieta estritamente herbívora. Constrói ninhos a uma profundidade do solo de 20-30 cm, com três a quatro galerias de acesso. Os ninhos estão ligados entre si na superfície do solo por trilhos ao longo dos quais os animais se deslocam.

Fatores de Ameaça

Não identificados devido à falta de conhecimento que resulta da escassez de dados inerente à sua distribuição marginal em Portugal.

Medidas de Conservação

Impõem-se estudos detalhados sobre a biologia e ecologia da espécie de forma a suportar a implementação de medidas de conservação dirigidas à manutenção da sua ocorrência em território nacional.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-dos-prados *Microtus arvalis* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rodríguez-Pastor R, Pita R & Luque-Larena JJ (2023). *Microtus arvalis* rato-dos-prados. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Microtus rozianus (Bocage, 1865)

Rato-do-campo-lusitano

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Estudos recentes demonstram que as populações portuguesas anteriormente designadas por *Microtus agrestis*, constituem, junto com as populações galegas, uma espécie distinta, *Microtus rozianus*, que apresenta uma elevada diferenciação genética e um certo grau de divergência ecológica das outras duas espécies crípticas identificadas (*Microtus lavernedii*, *Microtus agrestis*; Jaarola *et al.* 2004, Gimenez *et al.* 2012, Paupério *et al.* 2012, Kryštufek *et al.* 2017, Fletcher *et al.* 2019).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU A2bc

Fundamentação: Estima-se um declínio na abundância populacional superior a 30 % nos últimos 10 anos, bem como uma redução na extensão de ocorrência (Pita *et al.* 2021).

Distribuição

Global: Espécie endémica da Península Ibérica. Ocorre essencialmente na região climática atlântica, desde a Galiza até ao centro de Portugal.

Portugal: Ocorre no norte e centro do país, principalmente na região atlântica, tendo como limite sul de distribuição a Serra da Gardunha.

População e Tendência

População: O número de indivíduos maduros, estimado com base em dados moleculares, é de aproximadamente 10 000 indivíduos (Paupério *et al.* 2012). Os dados apontam para uma redução na área de distribuição no sul do país, não tendo sido possível confirmar alguns registos reportados do ano 2000 (Pita *et al.* 2021). Estudos recentes indicam uma redução do nicho ecológico da espécie imputável às alterações climáticas e confirmam um elevado nível de consanguinidade nas populações (Fletcher *et al.* 2019), pelo que se prevê uma

diminuição acentuada na sua abundância populacional (Pita *et al.* 2021). Não existe informação disponível relativamente à ocorrência de flutuações populacionais, apesar das mesmas serem conhecidas na espécie *Microtus agrestis*. O tempo geracional é de aproximadamente 1 ano (Mathias *et al.* 2017).

Tendência: Declínio

Habitat e Ecologia

Ocorre em vários habitats como florestas, charnecas, pântanos e margens de rios. No entanto, prefere zonas húmidas com vegetação herbácea densa e alta e com pouca pressão de pastoreio. É uma espécie herbívora, preferindo caules e folhas de herbáceas como alimento. Tem hábitos crepusculares ou noturnos. Constrói túneis bem definidos no meio da vegetação.

Fatores de Ameaça

Os fatores de ameaça mais relevantes estão relacionados com a perda de habitat devido à pressão de atividades humanas, nomeadamente decorrentes da intensificação agrícola, com a redução de habitats marginais nos agroecossistemas.



Microtus rozianus ©Joana Paupério

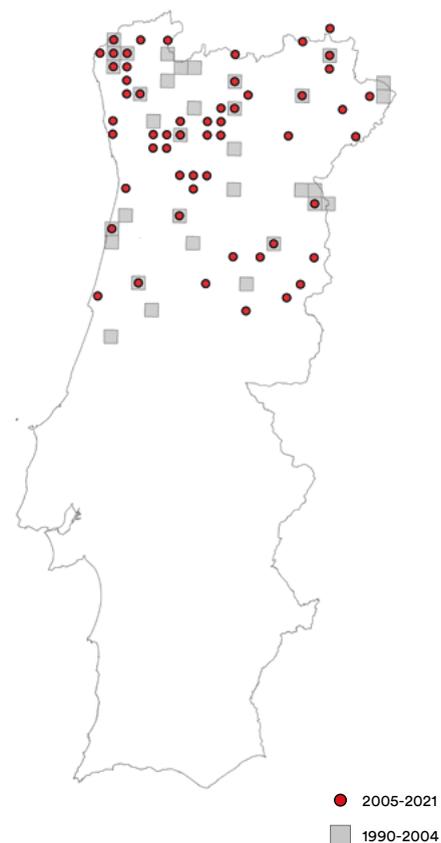
***Microtus rozianus* • Rato-do-campo-lusitano**

As alterações climáticas, originando a recorrência de verões mais secos, representam também uma ameaça, contribuindo para a diminuição do habitat disponível para a espécie. A poluição e o uso de herbicidas podem também reduzir localmente a sobrevivência da espécie.

Medidas de Conservação

Previsões climáticas recentes indicam que muitas áreas húmidas se encontram em risco de desaparecer. Assim, considera-se muito relevante a proteção dos habitats que funcionam como reservatórios de água doce (p. ex. charcas e zonas húmidas) para acolher populações da espécie. Outras medidas podem incluir a redução do uso de herbicidas e a manutenção de zonas de orla e de áreas de cultivo tradicionais.

No entanto, sendo uma espécie recentemente descrita, são necessários estudos detalhados da biologia e ecologia das populações portuguesas, fundamentais para apoiar a definição de medidas de conservação efetivas face às alterações globais.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do rato-do-campo-lusitano *Microtus rozianus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Paupério J, Vale-Gonçalves H & Alves PC (2023). *Microtus rozianus* rato-do-campo-lusitano. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Microtus lusitanicus (Gerbe, 1879)

Rato-toupeira, Rato-cego

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie comum com área de ocupação e abundância estáveis nos últimos 10 anos (Pita *et al.* 2021).

Distribuição

Global: Endemismo do sudoeste da Europa, ocorre no nordeste e centro da Península Ibérica e no sudoeste de França (Niethammer 1982, Brunet-Lecomte 1990).

Portugal: Ocorre maioritariamente no norte e centro, existindo também uma população no sul do país na Serra de Monchique (Madureira 1984, Santos *et al.* 2009).

População e Tendência

População: Comum em toda a sua área de ocorrência, sem alterações significativas nos indicadores de distribuição e abundância desde a última avaliação (Cabral *et al.* 2005). Não se encontram descritas flutuações populacionais. Foram estimadas áreas vitais médias de 1042 m² para machos e 862 m² para fêmeas no centro de Portugal (Santos *et al.* 2010a). As fêmeas atingem a maturidade sexual cerca das 5 semanas e os machos cerca das 7 semanas, tendo uma longevidade de 15-18 meses (Saint Girons & Fons 1980). O tempo geracional tem uma duração média de 17,5 meses (Paradis & Guédon 1993, Mira 1999).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Espécie de hábitos fossadores. Ocupa diversos habitats, desde prados ou pastagens com elevada cobertura herbácea, áreas agrícolas (pomares, olivais, outras culturas), bermas ou sebes,

até habitats semi-urbanos (relvados de jardins; Santos *et al.* 2010b, 2011). Prefere áreas com solos macios e húmidos, onde constrói galerias subterrâneas (Mira & Mathias 2007, Santos *et al.* 2011). Pode ser encontrada desde o nível do mar até 2000 m de altitude (Serras de Gredos e Pirenéus; Mira & Mathias 2007). Dieta herbívora constituída por geófitos (bolbos, raízes e rizomas) e folhas e caules de herbáceas (Mira & Mathias 2007).

Fatores de Ameaça

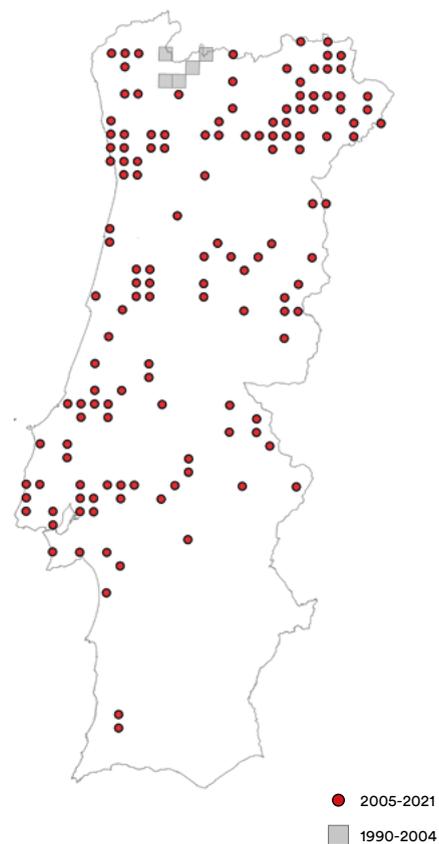
Intensificação agrícola e redução de habitats marginais (sebes), intensificação de pastoreio (compactação dos solos) e uso de venenos (rodenticidas) em pomares são fatores que podem ter um efeito negativo na presença da espécie. Em particular, o aumento das áreas de pomares de regadio intensivo nos últimos 10 anos trouxe uma simplificação da paisagem e redução de habitats marginais (Miñarro *et al.* 2012). Desconhece-se qual o impacto destas alterações da paisagem nas populações.



Microtus lusitanicus ©Ana Cerveira

Medidas de Conservação

É necessário um acompanhamento e caracterização genética e ecológica da população da Serra de Monchique dada a sua localização geográfica descontínua. São necessários estudos que verifiquem o efeito da intensificação agrícola e das alterações da paisagem no tamanho e dinâmica das populações. Em paisagens agrícolas, devem ser promovidos, sempre que possível, habitats marginais. Em algumas áreas agrícolas pode atingir estatuto de praga, no entanto não existe informação atualizada para Portugal, sendo importante monitorizar a frequência destas ocorrências.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do rato-toupeira *Microtus lusitanicus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Cerveira AM, Santos S & Paupério J (2023). *Microtus lusitanicus* rato-toupeira. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.

Microtus duodecimcostatus (de Selys Longchamps, 1839)

Rato-toupeira-mediterrânico, Rato-cego-mediterrânico

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie comum, com área de distribuição e abundância estáveis nos últimos 10 anos.

Distribuição

Global: Endêmica do Mediterrâneo ocidental. Ocorre no nordeste, centro e sul da Península Ibérica e no sul de França (Niethammer 1982, Brunet-Lecomte 1990).

Portugal: Ocorre no centro e sul do país. Tem uma distribuição maioritariamente a sul do rio Tejo, tendo sido registada a sua presença a norte apenas no distrito de Portalegre (Madureira 1984, Santos *et al.* 2009).

População e Tendência

População: Espécie comum em toda a sua área de ocorrência (Cotilla & Palomo 2007). Embora não apresente explosões demográficas periódicas como outros Cricetídeos, pode atingir densidades muito elevadas em condições favoráveis. Em Portugal, e até 2000, eram frequentes os registos de elevadas densidades populacionais em pomares de macieiras e laranjais. No entanto, a introdução de novas formas de gestão poderá ter diminuído esta tendência. Em culturas de regadio, no sul de Espanha, podem atingir densidades de 390 animais/ha (Cotilla & Palomo 2007). Os dados disponíveis sugerem que a população se tem mantido estável em Portugal desde 2005 (Cabral *et al.* 2005, Pita *et al.* 2021).

A maturidade sexual é atingida aos 60 dias (Mira 1999). Apresenta um comportamento reprodutivo oportunista, podendo reproduzir-se de forma sazonal ou ao longo de todo o ano, caso as condições ambientais sejam favoráveis. A longevidade pode atingir os 2 anos de idade (até 27 meses

no caso das fêmeas e 33 meses no caso dos machos). A duração média do tempo geracional é 17,5 meses (Paradis & Guédon 1993, Mira 1999).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Espécie com hábitos fossadores. Ocupa habitats abertos naturais (prados e pastagens), semi-abertos (montado) ou agrícolas (pomares de citrinos, culturas de herbáceas em regadio, orlas de bosques e plantações de sobreiros) com elevada cobertura herbácea e na proximidade de bermas (Cotilla & Palomo 2007, Santos *et al.* 2010, 2011). Em áreas de montado, pode ocupar os locais junto às raízes das árvores (Santos *et al.* 2011). Prefere áreas com solos húmidos, pouco compactados e pH intermédio, onde constrói galerias subterrâneas (Cotilla & Palomo 2007, Santos *et al.* 2011). Tem uma dieta herbívora, alimentando-se sobretudo de geófitos (bolbos, raízes e rizomas), mas também folhas e caules de herbáceas (Cotilla & Palomo 2007).



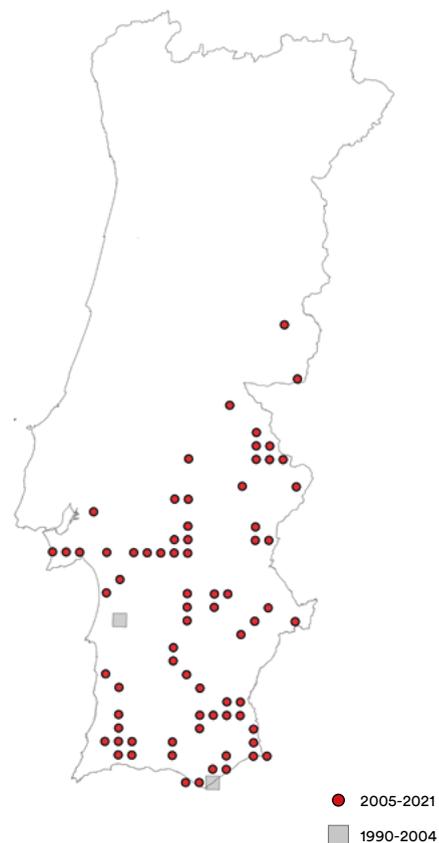
Microtus duodecimcostatus © Ana Cerveira

Fatores de Ameaça

Intensificação agrícola e redução de habitats marginais (sebes), intensificação de pastoreio (compactação dos solos) e uso de venenos (rodenticidas) em pomares são fatores que podem ter um efeito negativo na presença da espécie. O aumento das áreas de pomares de regadio intensivo (olival, amendoal) nos últimos 10 anos trouxe uma simplificação da paisagem a larga escala e a redução de habitats marginais. No entanto, não existem dados que documentem o impacto destas alterações da paisagem nas populações desta espécie.

Medidas de Conservação

São necessários estudos que verifiquem a influência da intensificação agrícola e alterações da paisagem no tamanho e dinâmica das populações. Em paisagens agrícolas, devem ser promovidos, sempre que possível, habitats marginais. Em algumas áreas agrícolas pode atingir estatuto de praga, no entanto não existe informação atualizada para Portugal, sendo importante monitorizar a frequência destas ocorrências.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do rato-toupeira-mediterrânico *Microtus duodecimcostatus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Santos SM, Cerveira AM & Mendes T (2023). *Microtus duodecimcostatus* rato-toupeira-mediterrânico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Chionomys nivalis (Martins, 1842)

Rato-das-neves

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Presença confirmada muito recente e restrita a um único local (Barros *et al.* 2016). Apesar da suspeita de ocorrência de uma população estabelecida capaz de se reproduzir em território nacional, corroborada pela captura de um juvenil (Barros *et al.* 2016), os dados de distribuição e condição populacional não são suficientes e/ou adequados para uma avaliação direta ou indireta do risco de extinção.

Distribuição

Global: Distribuição ampla, desde o sudoeste da Europa até ao Cáucaso, Turquia, Israel, Líbano, Síria e Irão. Na Europa, está em geral restrito às áreas montanhosas (entre os 1000 e os 4700 m) da Península Ibérica, Alpes, Apeninos, Balcãs, Dináricos, Cárpatos e Tatra (Krystufek 2016).

Portugal: Ocorrência conhecida restringida a uma localização no nordeste de Portugal, no Parque Natural de Montesinho (Barros *et al.* 2016).

População e Tendência

População: Apesar de apresentar uma distribuição fragmentada, é comum em grande parte da sua área de distribuição mundial e não há registos de declínio ou de flutuações populacionais significativas (Krystufek 2016). Em Espanha, as estimativas de densidades variam entre os 5,4-35 ind./ha (Pérez-Aranda Serrano 2009). Em Portugal não existem estudos populacionais e os únicos registos restringem-se aos dois indivíduos capturados (um macho adulto e uma fêmea juvenil) a 1370 m de altitude (Barros *et al.* 2016). Não existem estudos de tendências populacionais globais, contudo, os modelos preditivos com

os cenários de alterações climáticas projetam uma redução da área de distribuição em 7-14 % para o período 2041-2170 (Araújo *et al.* 2011), o que poderá comprometer a ocorrência da espécie em Portugal. No entanto, dada a escassez de informação, não é possível avaliar parâmetros relativos ao possível declínio, flutuações ou fragmentação da população, bem como à redução da área de ocorrência em Portugal. A reprodução tende a ocorrer nos meses mais quentes, e as fêmeas podem ter 2 ninhadas por ano, cada uma com 3 a 5 crias (Luque-Larena & Gonzálbez 2007). Os machos apresentam maior capacidade de dispersão relativamente às fêmeas. A longevidade média é de 12-13 meses, podendo atingir os 2 anos, e o tempo geracional é de 1 ano (Krystufek 2016).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Espécie típica de zonas montanhosas, apresenta um nicho ecológico bastante especializado, ocorrendo preferencialmente em zonas de matos baixos e coberto rupícola dominante, em áreas pedregosas ou de cascalheiras de blocos grandes



Chionomys nivalis ©Paulo Barros

Chionomys nivalis • Rato-das-neves

irregulares (crioclastros), que proporcionam microhabitats cavernícolas ideais para refúgio. É eminentemente herbívora e acumula alimento nos abrigos.

Fatores de Ameaça

Destacam-se como principais fatores de ameaça a florestação, a diminuição do pastoreio nas áreas de ocorrência e a perda e/ou fragmentação do habitat. A nível genético, a endogamia provocada pela fragmentação e isolamento das populações (García-Navas 2016) constitui uma ameaça à viabilidade das mesmas. As alterações climáticas, pelas consequências na qualidade do habitat, podem também representar um importante fator de ameaça para a ocorrência desta espécie em Portugal.

Medidas de Conservação

Dada a falta de informação sobre a espécie em Portugal, será indispensável colmatar as lacunas de conhecimento, em particular sobre a distribuição, ocorrência, tendências populacionais e fatores ambientais limitantes, antes de se equacionarem medidas específicas de conservação. Contudo, a criação de corredores ecológicos entre núcleos populacionais e o controlo do crescimento da vegetação nas zonas de ocorrência, com a manutenção das zonas pedregosas e de cascalheiras de altitude, podem ser medidas com potencial para a conservação desta espécie.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-das-neves *Chionomys nivalis* em Portugal Continental entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Barros P, Paupério J, & Cabral JA (2023). *Chionomys nivalis* rato-das-neves. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758)

Rato-do-campo

Taxonomia

Rodentia, Muridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie com distribuição contínua, não se conhecendo a ocorrência de sub-populações. Não há registo de declínios significativos, nem flutuações do número de indivíduos. Níveis populacionais aparentemente estáveis (Pita *et al.* 2021).

Distribuição

Global: Distribuição paleártica ocupando grande parte da Europa, desde a Península Ibérica a oeste até à bacia do rio Dnieper a este (Schlitter *et al.* 2021). Presente no limite sul da Península Escandinava, Reino Unido e Islândia. Pode ser encontrado também numa pequena faixa no norte de África (Schlitter *et al.* 2021).

Portugal: Ocorre em todo o território continental, podendo ser bastante abundante localmente (Pita *et al.* 2021).

População e Tendência

População: Desconhece-se a dimensão atual das populações, embora se considere que estas estão estáveis, não havendo registo de eventos de explosões populacionais nem extinções locais. Os padrões atuais de gestão da floresta e paisagem assim como as alterações climáticas poderão afetar a área disponível para a espécie, e levar a uma redução das populações (Araújo 2012, Godinho *et al.* 2016). O padrão da população tende a ser agregado (Montgomery 1989), o acasalamento é promíscuo (Bryja *et al.* 2008), e os cuidados parentais são exclusivos das fêmeas, podendo ocorrer cooperação e partilha de ninhos (Gerlach & Bartman 2002). O período reprodutor está fortemente associado à disponibilidade de recursos, e na região Mediterrânica cessa durante o verão (Moreno & Kufner

1988, Rosário & Mathias 2004). A gestação tem uma duração aproximada de 25 dias, as ninhadas são compostas em média por 4 a 5 indivíduos e o tempo geracional é de 20 meses (Jubete 2007, Pacifici *et al.* 2013).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Ocorre em vários habitats (p. ex. floresta, matos, culturas cerealíferas, dunas, parques urbanos), embora prefira áreas florestais e arbustivas e solos pouco compactados onde mais facilmente encontra refúgio dos predadores (Montgomery 1989; Alcántara & Diaz 1996). Pode sazonalmente ocupar áreas cultivadas sem atingir níveis populacionais de praga agrícola (Montgomery 1999, Torre *et al.* 2002). A dieta é essencialmente omnívora, incluindo principalmente sementes, mas também frutos, flores, folhas, cogumelos e invertebrados (Rogers & Gorman 1995, Zubaid & Gorman 1991). Esta espécie é um importante dispersor de sementes (Moran López *et al.* 2016) e uma presa habitual de aves e mamíferos (Southern & Lowe 1968, Sarmento 1996).



Apodemus sylvaticus ©Carmo Silva

Fatores de Ameaça

O aumento da fragmentação do habitat (p. ex. urbanização), e dos níveis de poluição (urbana e agrícola) poderão ter efeitos negativos nas populações. Entre os roedores, é uma das espécies mais frequentemente sujeita a atropelamento e a sua abundância relativa e condição corporal são significativamente inferiores perto de estradas (Ascensão *et al.* 2006, Carvalho & Mira 2011, Garriga *et al.* 2012, Galantinho *et al.* 2017). Poluentes resultantes de atividades antropogénicas (p. ex. metais pesados) estão associados a significativas alterações fisiológicas e genéticas nesta espécie (Marcheselli *et al.* 2010, Lourenço 2013, Navarro-Castilla *et al.* 2014). Em áreas ocupadas pela espécie, a presença de pastoreio contribui para diminuir a altura e cobertura da vegetação e aumentar a compactação do solo, podendo verificar-se uma redução da abundância populacional a nível local (Torre *et al.* 2007, Navarro-Castilla *et al.* 2014).

Medidas de Conservação

A conservação da espécie está muito dependente da manutenção da conectividade entre populações e da adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis (menor recurso a fertilizantes e pesticidas ou níveis de encabeçamento de gado adequados).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do rato-do-campo *Apodemus sylvaticus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Galantinho A & Monarca R (2023). *Apodemus sylvaticus* rato-do-campo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

*ambos as autoras contribuíram de igual forma para a elaboração desta ficha

Mus musculus Linnaeus, 1758

Rato-caseiro, Ratinho-caseiro, Murganho

Taxonomia

Rodentia, Muridae

Ao contrário das passadas edições do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, a espécie anteriormente referida como *Mus domesticus* (Schwartz & Schwartz 1943), não tendo sofrido qualquer revisão taxonómica, passa aqui a ser denominada como *Mus musculus* (Linnaeus, 1758), de acordo com a nomenclatura reconhecida pela Comissão Internacional de Nomenclatura Zoológica (ICZN 1990), assumida também pela UICN.

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie muito comum que vive em estreita ligação com o Homem e suas atividades, localmente considerada praga, sendo alvo de ações de controlo e erradicação.



Mus musculus ©Sofia Gabriel

Distribuição

Global: Distribuição global, devido à sua relação comensal com o Homem e à sua grande adaptabilidade e plasticidade comportamental quando coloniza novos habitats. São conhecidas várias populações insulares, resultantes de eventos de colonização por transporte passivo, principalmente durante o período de exploração marítima (a partir do séc. XV).

Portugal: Ocorre em todo o território nacional, incluindo os arquipélagos dos Açores e da Madeira.

População e Tendência

População: Presume-se que os níveis populacionais se encontrem estáveis, sem grandes flutuações. Devido à frequência de registos em ambientes humanizados, onde a espécie pode atingir densidades de 10 indivíduos/m², é frequentemente necessária a aplicação de medidas de controlo. Algumas populações registam elevados níveis de resistência a rodenticidas anticoagulantes, característica conferida por variação genética populacional mas também adquirida por hibridação com populações de ratinho-das-hortas (*Mus spretus*) (Song *et al.* 2011).

Aliada à sua elevada capacidade reprodutora, consegue colonizar novos locais com sucesso, num intervalo de tempo relativamente curto. A dispersão ocorre durante todo o ano, tanto por machos como por fêmeas, mas de um modo geral os indivíduos não percorrem grandes distâncias e muitas vezes não se afastam mais de 10 m do ninho (Pollock *et al.* 2005). As ninhadas podem ter até 12 crias que se desenvolvem rapidamente podendo reproduzir-se com 40-50 dias de idade (MacKay 2010). O tempo geracional é de cerca de 1,5 ano (Pacifi *et al.* 2013).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Espécie generalista, extremamente adaptável a diferentes climas, habitats e dietas (Phifer-Rixey *et al.* 2018).

Vive preferencialmente no interior de habitações ou outras instalações relacionadas com o Homem, como armazéns ou palheiros. Quando as densidades populacionais são elevadas, pode ocorrer também no exterior, na proximidade de zonas

Mus musculus • Rato-caseiro, Ratinho-caseiro, Murganho

habitadas, sendo aí a sua presença limitada pela competição interespecífica com outras espécies de roedores. Tem uma dieta omnívora, principalmente à base de sementes. Pode sobreviver longos períodos sem consumir água, durante os quais as taxas de reprodução tendem a diminuir.

Fatores de Ameaça

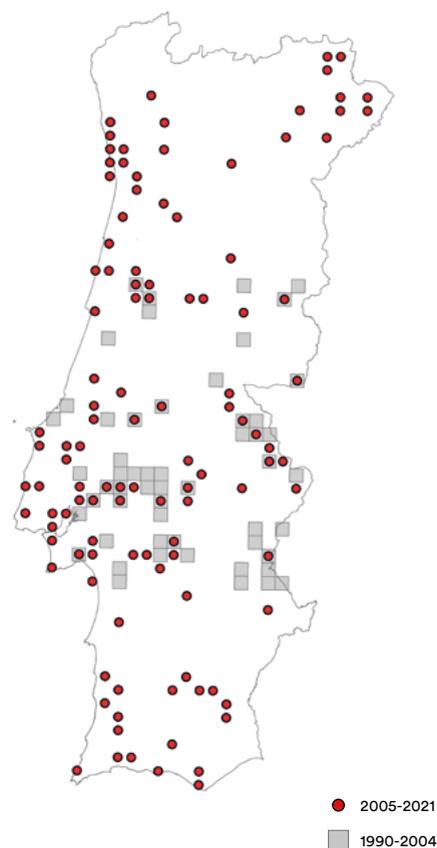
Ao contrário de outras espécies, as atividades humanas podem promover a proliferação e dispersão do rato-caseiro. No entanto, a espécie é sensível a elevados níveis de poluição, nomeadamente poluição atmosférica e contaminação por metais pesados (Camarinha *et al.* 2019). Ações de controlo direcionadas podem erradicar a espécie localmente, não sendo de esperar que estas comprometam a viabilidade global das populações. A espécie é um importante reservatório assintomático de um elevado número de agentes patogénicos, vários deles zoonóticos.

Usos e comercialização

Espécie modelo em investigação científica ao longo de várias décadas, nomeadamente em áreas como a imunologia, oncologia, doenças genéticas, cardiovasculares, metabólicas, entre outras (Jacoby *et al.* 2002). Atualmente, são utilizados animais provenientes de linhagens desenvolvidas para o efeito, não comprometendo as populações selvagens.

Medidas de Conservação

Espécie com grande capacidade de colonização, sobrevivência e adaptação, inclusivamente em ambientes extremos. Dada a proximidade com o Homem, a viabilidade populacional está ligada à continuidade desta associação.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-caseiro *Mus musculus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Monarca RI & Gabriel SI (2023). *Mus musculus* rato-caseiro. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mus spretus Lataste, 1883

Ratinho-das-hortas, Ratinho-ruivo

Taxonomia

Rodentia, Muridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie comum, com distribuição e abundância estáveis nos últimos 10 anos, não sendo conhecidas flutuações nas populações.

Distribuição

Global: Ocupa grande parte da Península Ibérica e sul de França, estando ausente numa faixa a norte que se estende da Galiza aos Pirenéus. Também está presente no norte de África, desde Marrocos até à Líbia. São conhecidas algumas populações insulares, nas ilhas Baleares.

Portugal: Ocupa todo o território continental.



Mus spretus ©Guilherme Dias

População e Tendência

População: É uma espécie muito abundante e uma presa frequentemente encontrada em regurgitações de coruja-das-torres (*Tyto alba*) e na dieta de vários carnívoros como a geneta (*Genetta genetta*) e a fuinha (*Martes foina*) (Vale-Gonçalves & Cabral 2014). Em condições favoráveis, pode atingir densidades que chegam aos 300 indivíduos/ha (Moreira & Naumann-Etiénne 1987).

Reproduz-se principalmente nos meses de primavera e verão, produzindo ninhadas com cerca de 4-5 crias (Vargas *et al.* 1991). As fêmeas atingem a maturidade sexual cerca das 6 semanas e os machos depois das 8 semanas de idade. O tempo geracional é de aproximadamente 20 meses (Pacífico *et al.* 2013).

Embora seja um fenómeno raro, há evidências de hibridação com o rato-caseiro (*Mus musculus*) na natureza, tendo sido detetado fluxo de material genético com origem no ratinho-das-hortas, nomeadamente de genes associados à resistência a rodenticidas (Song *et al.* 2011).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Espécie tipicamente mediterrânica não comensal. Pode ser encontrada em zonas agrícolas como pomares e hortas, mas também em florestas, matos e prados, preferindo, no entanto, habitats abertos, com erva alta, em particular com gramíneas. Tem baixos requisitos hídricos, podendo ocupar habitats semiáridos. Por vezes, no inverno, é observada em estruturas humanas como estufas e palheiros, mas nunca no interior de habitações. As áreas vitais dos machos são exclusivas, podendo haver alguma sobreposição com as de algumas fêmeas. Tem uma dieta variada, maioritariamente de origem vegetal, podendo ocasionalmente consumir insetos e pequenos invertebrados. A dieta varia principalmente com a disponibilidade de alimento.

Fatores de Ameaça

A espécie tem sido utilizada como bioindicador de poluição ambiental em ambientes naturais. Fertilizantes, pesticidas e

Mus spretus • Ratinho-das-hortas, Ratinho-ruivo

resíduos de origem mineira e industrial, como metais pesados são adversos à espécie, causando alterações a nível fisiológico, morfológico e genético (da Silva Junior *et al.* 2017).

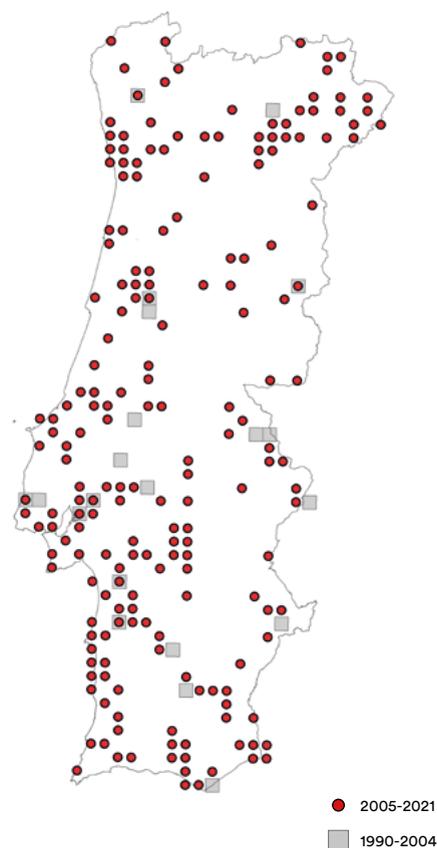
Localmente, poderá ser afetada pela expansão de áreas urbanas, o que pode comprometer tanto o habitat disponível, como a conectividade entre parcelas de habitat favorável. Elevados níveis de pastoreio e o aumento das populações selvagens de ungulados podem reduzir significativamente os recursos alimentares para a espécie (Muñoz *et al.* 2009).

Usos e comercialização

Foram desenvolvidas várias linhagens, a partir de indivíduos selvagens, para estudos laboratoriais (Bonhomme 1986).

Medidas de Conservação

A conservação da espécie está dependente principalmente da preservação de habitats adequados à sobrevivência das populações, nomeadamente evitando a fragmentação elevada e mantendo a conectividade entre fragmentos. Considerando o potencial papel da espécie na dispersão de sementes, com influência na regeneração da floresta, poderá ser recomendado em algumas situações o controlo da densidade de ungulados. Poluição de origem antropogénica pode também contribuir para o decréscimo das populações.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de ratinho-das-hortas *Mus spretus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Monarca RI & Gabriel SI (2023). *Mus spretus* ratinho-das-hortas. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Eliomys quercinus (Linnaeus, 1766)

Leirão, Rato-dos-pomares

Taxonomia

Rodentia, Gliridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

QUASE AMEAÇADO – NT

Fundamentação: A espécie apresenta uma redução da população que poderá exceder os 30 % nos últimos 10 anos (Bertolino 2017, Santoro *et al.* 2017). Apesar das tendências de declínio terem sido também consideradas na avaliação anterior, as evidências atuais são mais robustas, suportando assim a alteração da anterior categoria de DD (Cabral *et al.* 2005). Não existe, no entanto, informação detalhada para determinar com rigor o nível de ameaça da espécie em Portugal.

Distribuição

Global: Espécie endêmica da Europa. A distribuição estende-se da Península Ibérica aos Urais, embora de forma descontínua, estando atualmente extinta ou em regressão em muitos países da Europa (Bertolino 2017).

Portugal: Os registos de presença são escassos e dispersos, apesar da ampla extensão de ocorrência. Ocorrências mais concentradas no norte, centro-norte, centro-litoral, sudeste alentejano e Algarve (Pita *et al.* 2021). Não foi encontrado numa vasta área da região centro-sul nomeadamente nos distritos de Coimbra, Portalegre, Santarém, Setúbal e Évora.

População e Tendência

População: Em Portugal não há dados sobre o efetivo ou tendências populacionais, embora a sua abundância seja inferior à de outros roedores. O reduzido número de registos sugere uma população em Portugal com baixa densidade, dispersa e fragmentada. Apesar da elevada adequabilidade do habitat na Península Ibérica (Bennet & Richard 2021), existem registos de extinções locais no sudoeste de Espanha durante as últimas décadas (Santoro *et al.* 2017), em linha com a tendência global

de redução da área de distribuição, estimada em 33 % entre 2008 e 2015 (Bertolino 2017). Nalgumas áreas (p. ex. Parque Natural do Guadiana) podem ser localmente abundantes e causar prejuízos sobretudo em pomares e colmeias. Contudo, esta deverá ser uma situação excecional em Portugal. Pode hibernar e/ou estivar. O ciclo reprodutor depende das condições climáticas e tem uma duração inversa ao tempo de letargia invernal e/ou estival. No sul da Península Ibérica a abundância apresenta dois picos anuais, um no final da primavera e outro no outono, correspondentes ao maior recrutamento após os períodos de hibernação e estivação. O efetivo populacional pode reduzir-se até 70 % no verão e 40 a 50 % no inverno, períodos em que ocorrem migrações e há um aumento da mortalidade (Moreno 2012). A maturidade sexual ocorre aos 18-20 meses e o tempo geracional é de 2,8 anos (Ernest 2003, Pacifici *et al.* 2013).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Apresenta elevada plasticidade ecológica, ocupando uma grande variedade de habitats, desde áreas rupícolas, matos e florestas a edificações humanas, jardins e pomares.



Eliomys quercinus ©Guilherme Dias

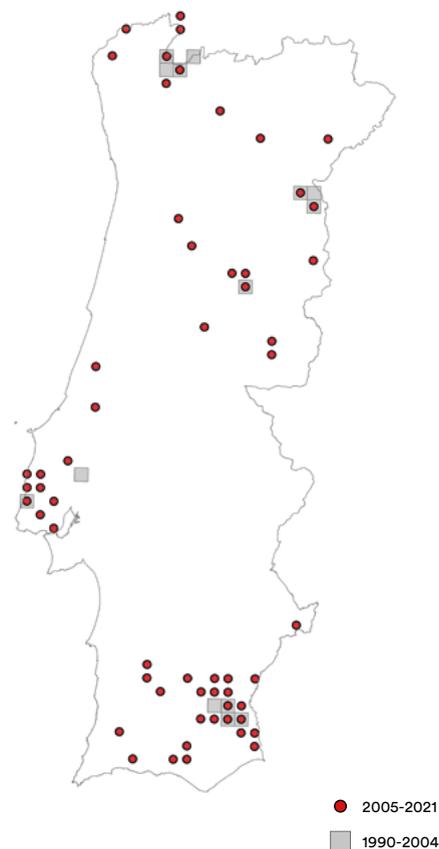
Constrói frequentemente os ninhos em árvores, arbustos, muros de pedra, caixas-ninho e ninhos abandonados de aves (Bertolino 2017, Moreno 2012). Omnívoro com atividade predominantemente noturna (Moreno 2012).

Fatores de Ameaça

Com estatuto mundial de “quase-ameaçado” pela UICN (Bertolino *et al.* 2008), é considerado o roedor que apresenta maior contração da sua área de distribuição na Europa (Bertolino 2017). O conhecimento atual não consegue explicar esta regressão. Contudo, foram reportados declínios relacionados com a degradação do habitat, nomeadamente, a reconversão de florestas em áreas abertas e a simplificação e homogeneização da paisagem. No sul da Península Ibérica, o aquecimento global é apontado como causador da sua ausência em alguns locais (Bertolino 2017, Santoro *et al.* 2017). Contudo, também é sugerido que a espécie possa estar a ser sujeita a uma mais elevada pressão de predação, face ao acentuado declínio de coelho-ibérico (Santoro *et al.* 2017).

Medidas de Conservação

Devido à escassez de informação, ainda não é possível definir medidas concretas de conservação para a espécie em Portugal. Assim, a monitorização a longo prazo e à escala nacional é um requisito fundamental para confirmar a tendência inferida de declínio e perceber os principais fatores que ameaçam esta espécie. A manutenção de elementos singulares (p. ex. árvores isoladas, sebes, muros de pedra) é uma medida que pode favorecer a presença da espécie em vastas áreas sujeitas a forte intensificação agrícola. Caso se confirme o efeito nefasto do aquecimento global, todas as medidas e políticas que o combatam contribuirão para a conservação do leirão.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas do leirão *Eliomys quercinus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Vale-Gonçalves H & Mira A (2023). *Eliomys quercinus* leirão. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.



Cetacea

Balaenoptera acutorostrata (Lacépède, 1804)

Baleia-anã

Taxonomia

Cetacea, Balaenopteridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU (C2a(ii))

Fundamentação: População inferior a 10 000 indivíduos maduros, admitindo-se um declínio continuado no número de indivíduos, todos pertencentes à mesma subpopulação.

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita, presente no Hemisfério Norte desde as águas tropicais até às águas polares (Reid *et al.* 2003). No Atlântico Noroeste, ocorre desde a Baía de Baffin, a norte, até ao sul das Antilhas Pequenas, enquanto a este ocorre desde os mares de Barents e da Gronelândia, a norte, até à Península Ibérica e Mediterrâneo. É considerada uma espécie visitante no Mediterrâneo (Perrin & Brownell 2009).



Balaenoptera acutorostrata © André Moura

Portugal: Ocorre quer em águas costeiras quer em águas profundas (Correia *et al.* 2019, Gjerdrum & Fifield 2020, Grilo *et al.* 2022, Maughan & Arnold 2010, Verborgh 2012), apresentando, no entanto, um maior número de avistamentos ao longo do talude da plataforma continental (Vingada & Eira 2018), tendo sido considerada uma espécie comum nas águas portuguesas (Valente *et al.* 2019).

População e Tendência

População: Até às 50 mn as estimativas de abundância no final do verão apontavam para os 1406 indivíduos (CV)=0,48) no período compreendido entre 2010 e 2015 (Vingada & Eira 2018). A maturidade sexual é atingida entre os 6 e 7 anos de idade e o ciclo de reprodução é anual (Perrin & Brownell 2009). Atualmente, o tempo geracional estimado para a baleia-anã é de 13 anos, no entanto, em condições pré-perturbação (antes do incremento da indústria baleeira) este valor era de 22 anos (Taylor *et al.* 2007). As estratégias de acasalamento não são bem conhecidas, mas pensa-se que exista segregação sexual no verão, quando as fêmeas se deslocam para latitudes mais elevadas que os machos (Laidre *et al.* 2009).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Parece preferir zonas ao longo do talude continental (Vingada & Eira 2018) mas também ocorre em águas de maior profundidade onde foram observadas em grupos de 1 a 4 indivíduos (Correia *et al.* 2020).

A análise de conteúdos estomacais de animais arrojados revelou uma dieta baseada essencialmente em pequenos peixes pelágicos, principalmente carapau (*Trachurus* sp.) e sardinha (*Sardina pilchardus*) (Wise *et al.* 2017, 2019).

Fatores de Ameaça

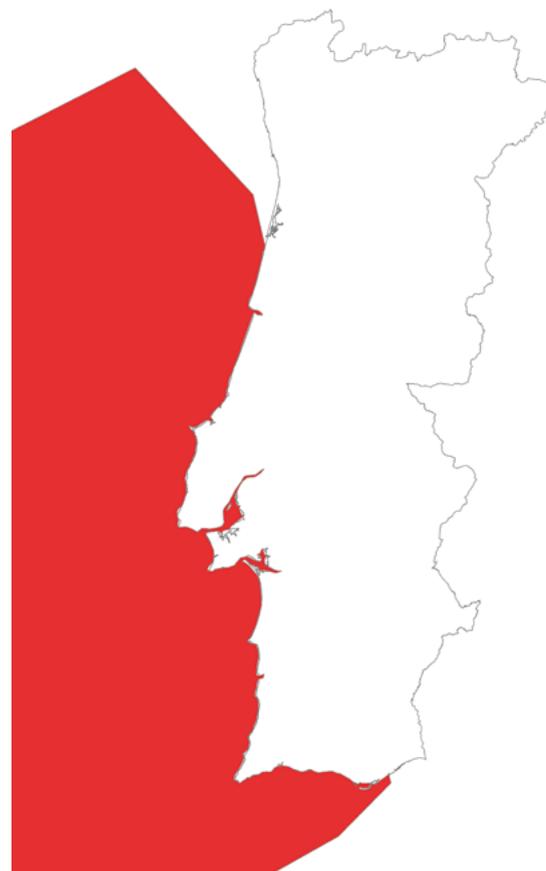
A baleia-anã está frequentemente envolvida em acidentes com artes de pesca costeiras (Northridge *et al.* 2010), tendo sido registadas capturas acidentais entre 2010 e 2015, principalmente em artes fixas (Vingada & Eira 2018). Uma elevada percentagem

de animais arrojados ao longo da costa portuguesa apresenta evidências de interação com aparelhos de pesca (Carvalho 2018, Ferreira 2007, Ferreira *et al.* 2016). Os atuais índices de mortalidade poderão, a longo prazo, contribuir para uma redução da população na costa continental portuguesa. As colisões com embarcações são também um fator de ameaça (van der Hoop 2012) bem como o ruído antropogénico, com alterações de comportamento tais como afastamento da fonte de ruído ou a cessação da vocalização (Durbach *et al.* 2021).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não serem específicas para a baleia-anã, são dedicadas à proteção de cetáceos: “Sítio Maceda-Praia da Vieira” (PTCON0063) e alargamento do Sítio “Costa Sudoeste” (PTCON00012) bem como a aprovação do seu plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e “Sítio Banco Gorringe” (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

É necessário realizar uma avaliação periódica dos efetivos populacionais da espécie e uma avaliação contínua da mortalidade associada a atividades humanas, particularmente no caso da captura acidental em algumas artes de pesca. A implementação de medidas de mitigação para a redução das taxas de captura acidental bem como a sensibilização dos pescadores para esta problemática são ações prioritárias. Devem ser implementados esforços para identificar outras pressões em águas portuguesas, nomeadamente colisão com embarcações, efeitos da expansão de novas infraestruturas *offshore* e novas formas de exploração de recursos no mar. Adicionalmente, a realização de estudos de biologia e ecologia serão importantes para a conservação da espécie.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-anã *Balaenoptera acutorostrata* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Balaenoptera acutorostrata* baleia-anã. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Balaenoptera physalus (Linnaeus, 1758)

Baleia-comum

Taxonomia

Cetacea, Balaenopteridae

Ocorrência

Visitante – Vis

Categoria

VULNERÁVEL – VU (A1d)

Fundamentação: A causa da redução da população (caça comercial) é reversível, compreendida e está controlada, e as projeções indicam uma recuperação da população madura de pelo menos 30% (isto é redução da população entre 50 e 70% nas três últimas gerações). Esta espécie estava classificada como Em Perigo na anterior avaliação (Cabral *et al.* 2005). A alteração da categoria resulta da recuperação da população devido ao controlo da caça comercial.

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita que ocorre desde as águas tropicais até às subpolares de ambos os hemisférios, estando ausente no equador.

Portugal: Ocorre principalmente fora do talude continental em águas entre os 200 e os 3000 m de profundidade (Vingada & Eira 2018). Presente regularmente nas águas de Portugal Continental, com avistamentos (Maughan & Arnold 2010, Verborgh 2012, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019, Grilo *et al.* 2022) e arrojamentos em todas as épocas do ano. É possível que venha a considerar-se residente se for confirmada a reprodução em águas portuguesas.

População e Tendência

População: Até às 50 mn de costa, no final do verão, e para o período entre 2010 e 2015, foi estimado um total de 627 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,48) e uma densidade de 0,009 ind./km² (Vingada & Eira 2018). Nas águas entre as 50 e as 200 mn, no verão de 2011, estimou-se uma abundância de 664 indivíduos (CV=0,72) e uma densidade de 0,003 ind./ km² (Vingada & Eira 2018).

Considera-se que a zona oeste da Península Ibérica seja uma área de alimentação importante durante o inverno e que possa existir uma ligação migratória entre o Atlântico Nordeste e

Central (Silva *et al.* 2019). Suspeita-se que as baleias-comuns do Mediterrâneo atravessam o Estreito de Gibraltar e, durante uma parte do ano, ocorrem na mesma área (ao largo do sudoeste de Portugal Continental) que as baleias-comuns do Atlântico Nordeste (Pereira *et al.* 2020).

Os acasalamentos no Hemisfério Norte ocorrem entre dezembro e fevereiro (Aguilar & Garcia-Vernet 2018). A gestação dura 11 meses, sendo que tanto a concepção como os nascimentos ocorrem a meio do inverno, seguindo-se 7 meses de lactação (Lockyer 1986). O tempo geracional estimado é de 25,9 anos (Taylor *et al.* 2007).

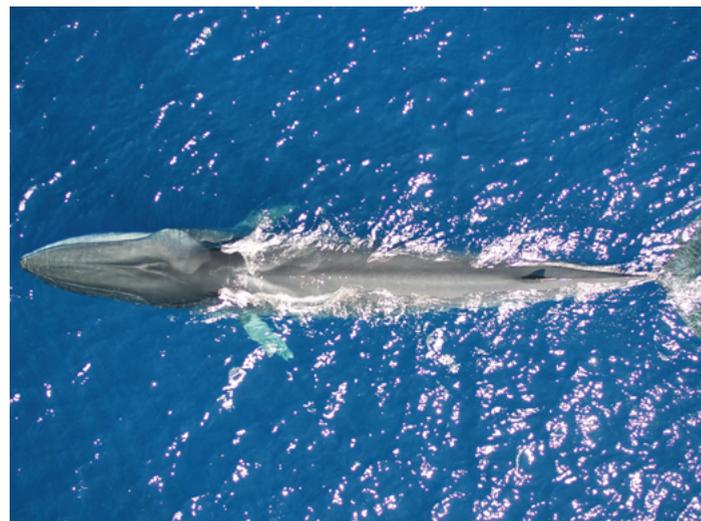
Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

No Atlântico Nordeste parece preferir áreas com temperatura da superfície do mar entre os 16 e 19 °C e profundidades entre os 1000 e os 3500 m, com um pico de densidade na batimétrica dos 2000 m de profundidade (CODA 2009).

Apresenta padrões de migração complexos, sendo que alguns indivíduos se mantêm em latitudes elevadas durante o inverno e, os que migram para sul, parecem alimentar-se ao longo do caminho (Lydersen *et al.* 2020).

É um consumidor generalista, cuja dieta varia de acordo com



Balaenoptera physalus © Massimiliano Rosso

a estação do ano e localização (Aguilar & Garcia-Vernet 2018).

Fatores de Ameaça

As colisões com embarcações são uma das ameaças mais reportadas (Laist *et al.* 2001, Ritter 2012) com uma mortalidade associada (Panigada *et al.* 2006) que poderá ser 2,7 vezes superior ao valor de remoção biológica potencial (limite de mortalidade anual antropogénica não associado a declínio da população) estabelecido para a espécie em algumas áreas de ocorrência (Rockwood *et al.* 2017).

As capturas acidentais em artes de pesca também ocorrem mas são raras (Aguilar & Garcia-Vernet 2018). A poluição sonora tem sido apontada como uma ameaça potencial embora o seu efeito nas populações seja desconhecido (Aguilar & Garcia-Vernet 2018). O aumento do tráfego marítimo pode alterar o comportamento acústico da baleia-comum e reduzir a distância a que as vocalizações são detetadas e, assim, afetar o sucesso reprodutivo (Castellote *et al.* 2012). As prospeções sísmicas parecem ter um efeito significativo no avistamento, com uma diminuição de observações na ordem dos 80 % durante o decorrer desta atividade (Kavanagh *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para a baleia-comum, são dedicadas à proteção de cetáceos, como o Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (resolução Conselho de Ministros nº 59/2015).

É necessário aprofundar a caracterização da população que ocorre em águas continentais portuguesas em termos de padrões de distribuição espacial e sazonal, uso de habitat, e uma avaliação contínua da mortalidade associada a atividades humanas, particularmente no caso da colisão com embarcações e emaranhamento em lixo marinho.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-comum *Balaenoptera physalus* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Eira C, Ferreira M, López, A & Sequeira M (2023). *Balaenoptera physalus* baleia-comum. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Kogia breviceps (de Blainville, 1838)

Cachalote-pigmeu

Taxonomia

Cetacea, Physeteridae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e tendências de declínio. Desconhece-se se é Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: Distribuição global, ocorrendo nas águas temperadas e tropicais dos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico (McAlpine 2018).

Portugal: Os avistamentos do género *Kogia* em Portugal, ocorrem em número reduzido e maioritariamente fora da batimétrica dos 200 m (Vingada & Eira 2018).



Kogia breviceps ©Sergio Mtz, Creative Commons, CC-BY-NC 4.0

População e Tendência

População: Informação escassa. A soma das estimativas locais ou regionais, embora imprecisas, é superior a 10 000 indivíduos (Kiszka & Braulik 2020). Nas áreas onde ocorre regularmente, pode ser observado individualmente ou em pequenos grupos. Em Portugal Continental, os arrojamentos desta espécie ocorrem em números reduzidos e em todas as épocas do ano com alguma predominância no outono e primavera (Sequeira *et al.* 1992, 1996, Sousa 2010, Ferreira *et al.* 2012, 2016, Ângelo 2020). Podem viver até aos 22 anos de idade, atingindo a maturidade sexual por volta dos 5 anos. A gestação dura entre 9 e 11 meses, sendo que os nascimentos podem ocorrer em anos consecutivos (Plön 2004, McAlpine 2018).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Considera-se que ocorre principalmente nas águas da plataforma e talude continental bem como em águas oceânicas profundas (McAlpine 2018, Kiszka & Braulik 2020).

Parece alimentar-se em águas com uma profundidade até aos 1200 metros (McAlpine 2018), tendo como fonte de nutrição primária os cefalópodes oceânicos da família Histiotiuthidae, em especial do género *Histioteuthis* (Santos *et al.* 2006, Moura *et al.* 2016).

Fatores de Ameaça

A captura intencional e acidental está descrita em várias regiões como uma potencial ameaça (Plön 2004, McAlpine 2018), bem como colisões com navios (Carrillo & Ritter 2010). A espécie também é afetada pela ingestão de plástico (Brentano & Petry 2020), poluição acústica e poluição por organoclorados (Plön 2004, McAlpine 2018).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Espécie presente no Sítio Banco Gorringe (PTCON0062)

***Kogia breviceps* • Cachalote-pigmeu**

(resolução Conselho de Ministros nº 59/2015).

É necessário obter mais informação que permita uma correta avaliação sobre a sua distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição, bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López, A & Sequeira M (2023). *Kogia breviceps* cachalote-pigmeu. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Physeter macrocephalus (Linnaeus, 1758)

Cachalote

Taxonomia

Cetacea, Physeteridae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e tendências de declínio. Desconhece-se se é Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita, com ampla distribuição geográfica (Rice 1989). Pode ser avistado em quase todas as regiões marinhas, desde o Equador (principalmente no Oceano Pacífico) até latitudes elevadas em ambos os hemisférios (Whitehead 2018).

Portugal: Nas águas continentais, é observado principalmente em zonas de elevada profundidade (igual ou superior a 1000m), havendo poucos registos em águas mais costeiras (Maughan & Arnold 2010, Boisseau 2014, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019, Grilo *et al.* 2022). Para além das observações em mar há registo de arrojamentos ao longo da orla costeira.

População e Tendência

População: Para as águas *offshore* europeias (do Reino Unido, França e Espanha) estima-se uma população de 2077 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,20) (CODA 2009). As águas da plataforma continental europeia do Atlântico Nordeste albergam um total de 17 268 indivíduos (CV=0,40) (Hammond *et al.* 2017). Embora tenham sido registadas observações desta espécie durante censos realizados entre 2010 e 2015 (Vingada & Eira 2018), não foi possível estimar a abundância de cachalote para águas continentais portuguesas.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

O cachalote tem como habitat o mar aberto, podendo ser encontrado em quase todas as águas marinhas de profundidade igual ou superior a 1000 metros que não estejam cobertas por gelo, com a exceção do mar Negro e, possivelmente, do mar Vermelho (Rice 1989, Whitehead 2003).

Fatores de Ameaça

Ao longo da história, a grande ameaça aos cachalotes foi a baleação (caça comercial extensiva), que reduziu dramaticamente a população global.

Destacam-se ainda a mortalidade por emaranhamento em redes e linhas de vários tipos de pesca (Haase & Félix 1994, Barlow & Cameron 2003, Hucke-Gaete *et al.* 2004), a acumulação de contaminantes (O'Shea 1999, Nielsen *et al.* 2000), o ruído devido a sonares ativos (Taylor *et al.* 2019) e prospeções sísmicas (Mate *et al.* 1994, Madsen *et al.* 2002), a ingestão de lixo (de Stephanis *et al.* 2013) e as colisões com navios (Laist *et al.* 2001, Carrillo & Ritter 2010).



Agatha Gil ©

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.

O habitat do cachalote é coincidente com a área marinha protegida Sítio de Importância Comunitária (SIC) Banco Gorringe (PTCON0062) (resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

O carácter oceânico da espécie torna difícil a obtenção de informação que permita uma correta avaliação sobre a sua distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição, bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de cachalote *Physeter macrocephalus* ao longo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sá S, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Physeter macrocephalus* cachalote. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mesoplodon bidens (Sowerby, 1804)

Baleia-de-bico-de-sowerby

Taxonomia

Cetacea, Ziphiidae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e tendência populacional. Desconhece-se se é Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: Endêmica das águas mais frias do Atlântico Norte, sendo a maioria dos registos de latitudes a norte dos 30°N. No Atlântico Nordeste distribui-se desde o norte da Noruega (Carlström *et al.* 1997) até à Madeira (Mead 1989, MacLeod *et al.* 2006) e no Atlântico Noroeste está presente desde a costa do Labrador, no Canadá, até à costa do estado do Massachusetts, nos Estados

Unidos da América. Adicionalmente, existem alguns registos desta espécie no Mar Mediterrâneo (Bittau *et al.* 2018).

Portugal: Os registos conhecidos são provenientes de arrojamentos recentes, incluindo um arrojamento de uma cria viva (Ferreira *et al.* 2012, Ângelo 2020).

População e Tendência

População: Não existem estimativas de abundância ou tendência populacional para as águas continentais portuguesas. Existem poucos avistamentos no mar devidamente identificados (Pitman & Brownell 2020).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Ocorre quase exclusivamente em águas profundas para além do limite da plataforma continental (MacLeod *et al.* 2006). A biologia e a ecologia da espécie são pouco conhecidas. A dieta inclui peixes bentopelágicos pequenos, e uma quantidade reduzida de cefalópodes (Gannon *et al.* 1998, Pereira *et al.* 2011, Spitz *et al.* 2011, Wenzel *et al.* 2013).

Fatores de Ameaça

Entre os fatores de ameaça destacam-se o emaranhamento e afogamento (Dix *et al.* 1986, Waring *et al.* 2009, Spitz *et al.* 2011, Fisheries and Oceans Canada 2017) em redes de emalhar de deriva e em palangres, tanto ativos (captura acidental) como abandonados (lixo marinho), a ingestão de lixo marinho (Deaville & Jepson 2011, Lusher *et al.* 2018, Puig-Lozano *et al.* 2018) e o ruído antropogénico (Cox *et al.* 2006).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para a baleia-de-bico-de-sowerby, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).



Mesoplodon bidens ©Guilherme Estrela

Mesoplodon bidens • Baleia-de-bico-de-sowerby

O carácter oceânico da espécie torna difícil a obtenção de informação que permita uma correta avaliação sobre a sua distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sá S, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Mesoplodon bidens* baleia-de-bico-de-sowerby. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mesoplodon densirostris (de Blainville, 1817)

Baleia-de-bico-de-blainville

Taxonomia

Cetacea, Ziphiidae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e tendência populacional. Desconhece-se se é Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: Distribuição ampla, ocorrendo em águas oceânicas tropicais e temperadas quentes de todos os oceanos (Mead 1989, MacLeod *et al.* 2006, Allen *et al.* 2012). No Atlântico Nordeste, já foi registada na Grã-Bretanha, França, Espanha e nos arquipélagos da Madeira e Canárias, enquanto que no Atlântico Noroeste, foi reportada na costa este dos Estados Unidos da América, nas Bahamas e em várias partes das Antilhas Britânicas (Mead 1989, MacLeod 2000). Está presente no Oceano Índico (Kiszka *et al.* 2009, Kiszka 2015) e Pacífico (MacLeod *et al.* 2006).

Portugal: Existe o registo de apenas 4 observações em águas oceânicas do Sudoeste de Portugal Continental (Correia *et al.* 2019).

População e Tendência

População: Não existem estimativas de abundância ou tendência populacional, tanto a nível global (Pitman & Brownell 2020) como para as águas continentais portuguesas.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Habita, principalmente, em águas oceânicas profundas, podendo também ocorrer perto da costa, especialmente em torno de ilhas e nos limites da plataforma continental (MacLeod & Zuur

2005, MacLeod *et al.* 2006, Allen *et al.* 2012, Suárez 2018). Está frequentemente associada a estruturas topográficas submarinas com declives acentuados, tais como bancos, desfiladeiros submarinos, montes submarinos, e zonas de talude (MacLeod & Zuur 2005, Waring *et al.* 2001).

Fatores de Ameaça

Entre os fatores de ameaça destacam-se o emaranhamento e afogamento (Jefferson *et al.* 1993, Ilangakoon 2002, Forney 2010, Carretta *et al.* 2012) em redes de emalhar de deriva e em palangres, tanto ativos (captura acidental) como abandonados (lixo marinho), a ingestão de lixo marinho (Secchi & Zarzur 1999) e o ruído antropogénico (Cox *et al.* 2006). A ingestão de lixo já foi documentada no Atlântico Nordeste (Puig-Lozano *et al.* 2018) e no Atlântico Noroeste (Walker & Coe 1990, Secchi & Zarzur 1999).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Mesoplodon densirostris © Oriol Ponce Torres

Mesoplodon densirostris • Baleia-de-bico-de-blainville

Foram designadas áreas marinhas protegidas dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). O carácter oceânico da espécie torna difícil a obtenção de informação que permita uma correta avaliação sobre a sua distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-de-bico-de-blainville *Mesoplodon densirostris* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sá S, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2022). *Mesoplodon densirostris* baleia-de-bico-de-blainville. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mesoplodon mirus (True, 1913)

Baleia-de-bico-de-true

Taxonomia

Cetacea, Ziphiidae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e à tendência populacional. Desconhece-se se é uma espécie Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: No Atlântico Nordeste distribui-se desde a Irlanda (Lusher *et al.* 2015), Golfo da Biscaia (Weir *et al.* 2004) até às Ilhas Canárias (MacLeod 2000). No Atlântico Noroeste desde o Golfo de São Lourenço, no Canadá (Einfeldt *et al.* 2019) até à Florida, nos Estados Unidos da América.

Portugal: Distribuição não conhecida. A informação existente é proveniente de arrojamentos dos quais alguns correspondem a animais vivos (Ferreira *et al.* 2012, 2016).

População e Tendência

População: Não existem estimativas de abundância ou tendências a nível global para esta espécie, incluindo para as águas continentais portuguesas.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Habita em águas profundas, temperadas. No Atlântico Nordeste, é, por vezes, observada nas águas profundas do Golfo da Biscaia (Robbins *et al.* 2019), e no Atlântico Noroeste existem observações em águas com profundidade superior a 1000 metros na costa leste dos Estados Unidos da América (McLellan *et al.* 2018).

A dieta é pouco conhecida. Os conteúdos estomacais de duas fêmeas adultas incluíam espécies de peixe batipelágicas

e mesopelágicas e alguns cefalópodes, embora em menor quantidade (Lusher *et al.* 2015, Hernandez-Milian *et al.* 2017).

Fatores de Ameaça

Entre os fatores de ameaça destacam-se o emaranhamento e afogamento (Waring *et al.* 2009) em redes de emalhar de deriva e em palangres, tanto ativos (captura acidental) como abandonados (lixo marinho), a ingestão de lixo marinho (Lusher *et al.* 2015, 2018) e o ruído antropogénico (Cox *et al.* 2006).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.

Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para a baleia-de-bico-de-true, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

O carácter oceânico da espécie torna difícil a obtenção de informação que permita uma correta avaliação sobre a sua



Mesoplodon mirus ©Robert Edler, Wikimedia Commons, CC BY-SA 4.0

Mesoplodon mirus • Baleia-de-bico-de-true

distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sá S, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Mesoplodon mirus* baleia-de-bico-de-true. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Ziphius cavirostris (Cuvier, 1823)

Zífió

Taxonomia

Cetacea, Ziphiidae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e tendências populacionais. Desconhece-se se a espécie é Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: Ampla distribuição a nível mundial ocorrendo nas águas *offshore* dos oceanos Pacífico, Atlântico e Índico, bem como no Mar Mediterrâneo, estando apenas ausente nas águas costeiras onde há plataforma continental e nas regiões polares de ambos os hemisférios (Jefferson *et al.* 1993, Baird 2018).

Portugal: Os avistamentos em Portugal encontram-se essencialmente a sul da Nazaré, em zonas de elevada profundidade com alguns registos também na zona do talude ou em zonas mais costeiras onde a plataforma continental tem uma extensão mais reduzida (Lacey 2014, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019). Os arrojamentos ocorrem em todas as estações do ano com uma predominância no inverno e primavera (Sequeira *et al.* 1992, 1996, Sousa 2010, Ferreira *et al.* 2012, 2016).

População e Tendência

População: É uma das espécies mais comuns e abundantes entre as baleias-de-bico (Ziphiidae), estimando-se que a população mundial seja provavelmente superior a 100 000 indivíduos (Baird *et al.* 2020).

Em Portugal, a estimativa de abundância para a área compreendida entre as 50 e as 220 mn, no verão de 2011, foi de 1390 indivíduos com uma densidade de 0,008 ind./km² (coeficiente de variação (CV)=1,49) (Vingada & Eira 2018).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Sendo uma espécie associada a grandes profundidades, habita tipicamente o mar aberto e zonas de declive acentuado do talude continental, com uma marcada preferência por canhões e escarpas submarinas (Baird 2018).

Alimenta-se durante o dia e noite na coluna de água, em profundidades superiores a 400 metros (Baird 2018), maioritariamente de cefalópodes de profundidade (Santos *et al.* 2001, 2007, Spitz *et al.* 2011), mas também ocasionalmente de peixe e crustáceos (Spitz *et al.* 2011).

Fatores de Ameaça

O emaranhamento em artes de pesca e captura acidental foram observados em diversas pescarias e regiões do globo (ver Allen *et al.* 2012). Análises de conteúdos estomacais de animais arrojados indicam que um dos fatores de ameaça para a espécie é a ingestão de plásticos (Alexiadou *et al.* 2019). A colisão com embarcações, especialmente com ferries de alta velocidade, é uma ameaça preocupante (Carrillo & Ritter 2010). Outro fator de ameaça é o ruído subaquático de origem antropogénica (Baird *et al.* 2020), que é responsável por diversos



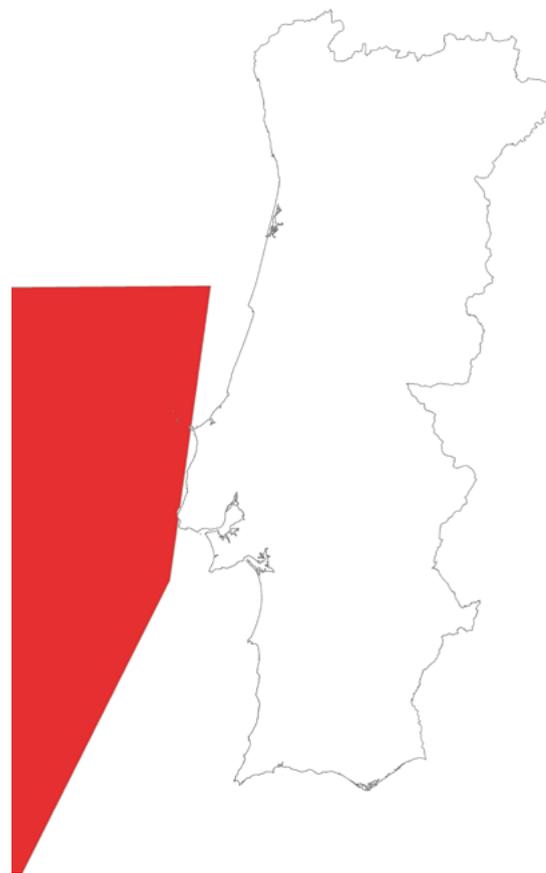
Ziphius cavirostris @Massimiliano Rosso

Ziphius cavirostris • Zífió

arrojamentos em massa coincidentes com atividades navais (Bernaldo de Quirós *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. O zífió é uma espécie presente no Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). O carácter oceânico da espécie torna difícil a obtenção de informação que permita uma correta avaliação sobre a sua distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de zífió *Ziphius cavirostris* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Ziphius cavirostris* zífió. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Phocoena phocoena (Linnaeus, 1758)

Boto

Taxonomia

Cetacea, Phocoenidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

CRITICAMENTE EM PERIGO – CR (A2d+3d+4d)

Fundamentação: Admite-se uma redução da população desde meados do séc. XX, que se prevê possa ser muito acentuada no futuro (superior a 80 % em 36 anos).

A alteração da categoria desde a anterior avaliação (Cabral *et al.* 2005) resulta da atual confirmação de uma redução acentuada da população e na redução dramática da diversidade genética em apenas 25 anos, não sendo esperado que os fatores de ameaça que afetam a população diminuam ou cessem no futuro.

Distribuição

Global: Distribui-se por várias populações em águas frias temperadas e subárticas do Hemisfério Norte, sendo comum no Pacífico Norte e Atlântico Norte (Gaskin 1984). No Atlântico Este, ocorre desde o norte da Baía de Biscaya até à Noruega e Islândia e desde o sul da Baía de Biscaya até ao norte da Mauritânia (Andersen *et al.* 2001, Fontaine *et al.* 2007, Alfonsi *et al.* 2012).

Portugal: Presente em toda a faixa costeira, sendo mais frequente entre o Rio Minho e a Nazaré, sendo que também ocorre ao longo da Costa Vicentina, Costa de Setúbal e no Algarve (Vingada & Eira 2018).

População e Tendência

População: Até às 20 mn, entre 2011 e 2015, estimou-se uma densidade de 0,090 ind./km² e uma abundância de 2254 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,22), com flutuações anuais significativas (Torres-Pereira *et al.* 2022a).

As fêmeas do noroeste da Península Ibérica atingem a maturidade aos 5,5 anos (Read 2015). O tempo geracional é de 11,9 anos e considera-se que a percentagem de indivíduos maduros na população é de 50 % (Taylor *et al.* 2007). Entre 2011 e 2015, estimou-se uma população madura de 1127 indivíduos (639-1979).

Houve uma redução dramática na diversidade genética na população portuguesa em apenas 25 anos, indicativo de um declínio importante da população e de um elevado risco de extinção (Chehida *et al.* 2021).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Presente em habitats costeiros, limitando-se a zonas de profundidade inferior a 200 metros, podendo entrar em portos, estuários e rios de grande caudal.

A dieta é maioritariamente constituída por peixes seguido de cefalópodes (Aguar 2013, Pinheiro 2017), e inclui peixe-lira (*Callionymus lyra*), faneca (*Trisopterus* sp.), tainha (*Liza* sp.), pescada (*Merluccius merluccius*) e sardinha (*Sardina pilchardus*) (Aguar 2013, Pinheiro 2017).

Fatores de Ameaça

O boto está em declínio a nível mundial (Jefferson *et al.* 2011) e é a segunda espécie com mais arrojamentos na costa portuguesa, principalmente na costa norte.

As capturas acidentais em artes de pesca são a principal pressão da espécie; em Portugal Continental, ocorrem particularmente na frota polivalente (redes de emalhar e tresmalho) e na xávega (Vingada & Eira 2018). A estimativa mais conservadora de



Phocoena phocoena ©André Moura

***Phocoena phocoena* • Boto**

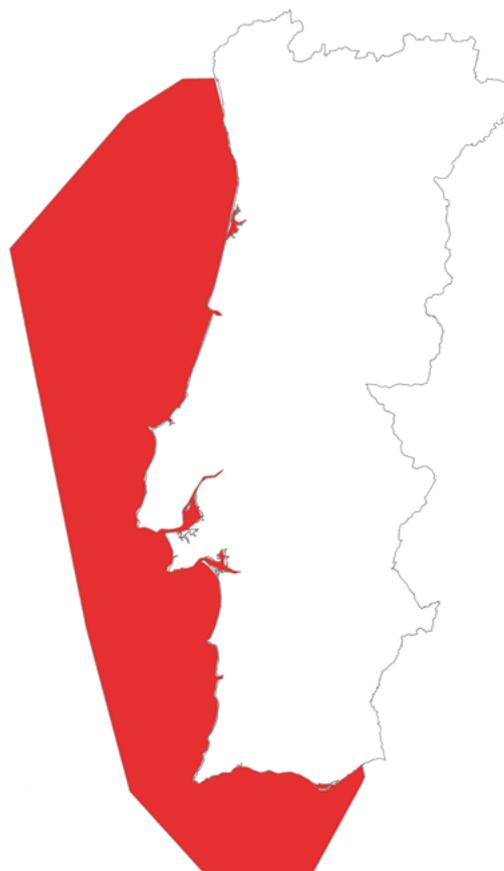
mortalidade devido a captura accidental aponta para uma remoção anual de pelo menos 5,55 % da população (Torres-Pereira *et al.* 2022b).

Foram detetados níveis preocupantes de PCBs (Méndez-Fernandez *et al.* 2014) e de alguns elementos tóxicos (Ferreira *et al.* 2016) em animais arrojados.

As alterações climáticas podem afetar a disponibilidade de presas e comprometer a capacidade de obtenção de alimento (Simmonds & Isaac 2007, Fontaine *et al.* 2010).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designados para proteção do boto o Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012). O primeiro visa proteger o núcleo populacional mais importante em Portugal e o segundo pretende conferir proteção aos indivíduos que usam a costa sul (Vingada & Eira 2018). Os Sítios possuem um plano de gestão aprovado (Portaria nº 201/2019). Está regulamentada a utilização de equipamentos de dissuasão acústicos na arte de xávega para evitar capturas accidentais de mamíferos marinhos (Portaria 172/2017). É urgente a implementação e avaliação de medidas para a diminuição da mortalidade por captura accidental, especialmente nas redes fundeadas (emalhar e tresmalho) e na xávega. Deverá ser monitorizada a mortalidade nas artes de pesca e promover a entrega voluntária das capturas accidentais. São necessárias avaliações sazonais da abundância e distribuição na costa portuguesa, para identificar áreas prioritárias para a implementação de medidas de conservação. Dever-se-ia sensibilizar o setor das pescas para a problemática das capturas accidentais, promover a redução de fontes de poluição química e a monitorização dos seus efeitos (estudos de níveis de contaminantes, prevalência de doenças) na saúde da população. Outras ações prioritárias incluem fomentar estratégias de conservação transfronteiriças e assegurar a vigilância ativa da pesca INN (Ilegal, Não declarada, Não regulamentada) pelas entidades fiscalizadoras. É necessário atualizar e implementar o plano de gestão (Portaria nº 201/2019 de 28 de junho) para os Sítios Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e Costa Sudoeste (PTCON00012).



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de boto *Phocoena phocoena* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 2005 e 2019.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Torres-Pereira A, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Phocoena phocoena* boto. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Grampus griseus (Cuvier, 1812)

Grampo

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU (D1)

Fundamentação: População inferior a 1000 indivíduos maduros. A alteração da categoria de Informação Insuficiente (DD) na anterior avaliação (Cabral *et al.* 2005) para VU resulta do aumento do conhecimento em Portugal.

Distribuição

Global: Distribuição ampla que engloba águas temperadas e tropicais (Baird 2009) dos dois hemisférios, aproximadamente entre os 64°N e os 46°S (Jefferson *et al.* 2014). No continente europeu, distribui-se desde a costa da Noruega até à Grécia (Frantzis *et al.* 2003, Jefferson *et al.* 2014).

Portugal: Observada ao longo de toda a costa continental portuguesa (Faustino 2011, Boisseau 2014, Vingada & Eira 2018,

Correia *et al.* 2019, Grilo *et al.* 2022), com uma maior ocorrência na metade sul do país (Vingada & Eira 2018).

População e Tendência

População: Não existem estimativas populacionais para águas continentais portuguesas. Censos aéreos realizados na costa continental europeia estimaram uma abundância de 11 069 indivíduos e uma densidade de 0,009 ind./km² (coeficiente de variação (CV)=0,51). A costa oeste da Península Ibérica revelou uma abundância de 640 indivíduos e uma densidade de 0,024 ind./km² (CV=0,62), enquanto a costa sul (desde Sagres ao estreito de Gibraltar) apresentou uma abundância de 575 indivíduos e uma densidade de 0,047 ind./km² (CV=1,03) (Hammond *et al.* 2017).

Espécie gregária que tipicamente forma grupos estáveis de 10 a 30 indivíduos, baseados nas classes etárias e sexo, com associações fortes entre machos adultos e entre fêmeas adultas (Hartman *et al.* 2008, Hartman 2018).

A taxa média de tempo geracional é de 19,6 anos (Taylor *et al.* 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Habita em águas costeiras e oceânicas (Jefferson *et al.* 2014), geralmente entre os 200 e os 1000m de profundidade, apresentando uma aparente preferência por águas de temperatura superior a 12° C, não ocorrendo nas regiões polares (Kruse *et al.* 1999, Hartman 2018). Conhecida por se concentrar em áreas com características geográficas bem definidas, especialmente em áreas com maior declive do talude continental superior (Azzellino *et al.* 2008, Hartman 2018), onde se alimenta de cefalópodes mesopelágicos (ver Kiszka & Braulik 2018).

Fatores de Ameaça

Os fatores de ameaça identificados incluem a captura acidental em artes de pesca (Vingada & Eira 2018), a poluição por organoclorados e metais pesados, a exposição ao ruído (Bearzi *et al.* 2011, Modest 2015) e atividades de observação



Grampus griseus ©Massimiliano Rosso

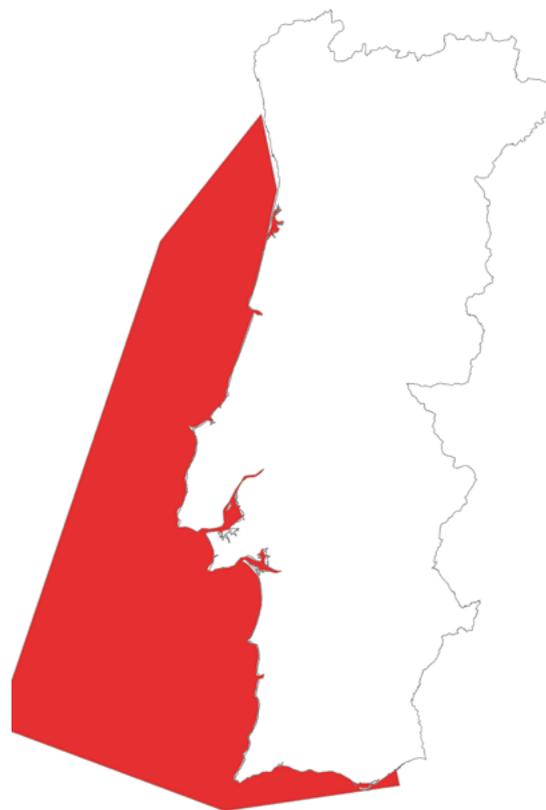
Grampus griseus • Grampo

de cetáceos (Hartman 2018, Visser *et al.* 2011). A ingestão de plástico e o seu visível aumento no ambiente marinho representa uma ameaça potencial para esta espécie (Kruse *et al.* 1999, Bearzi *et al.* 2011).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para o grampo, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) e respetivo plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

Seria importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais de modo a melhor caracterizar a tendência populacional em futuras avaliações. Torna-se necessário uma melhor caracterização das pressões e ameaças que afetam esta espécie nas águas de Portugal Continental.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de grampo *Grampus griseus* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Torres-Pereira A, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Grampus griseus* grampo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Delphinus delphis (Linnaeus, 1758)

Golfinho-comum

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

QUASE AMEAÇADO – NT (A3D)

Fundamentação: Embora a população seja numerosa e esteja amplamente distribuída, admite-se que, com base nas taxas de captura accidental em artes de pesca, a população venha a ter uma redução que poderá ascender a 30 % nos próximos 39 anos. Esta espécie estava incluída na categoria de Pouco Preocupante (LC) na última avaliação (Cabral *et al.* 2005). A alteração da classificação resulta do aumento do conhecimento sobre a espécie em Portugal, mais especificamente sobre a sua abundância e causas de mortalidade. O conhecimento gerado indica que as causas de redução não cessaram e prevê-se que continuem no futuro.

Distribuição

Global: Amplamente distribuída por águas temperadas e tropicais dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico entre os 40-60°N e os 50°S (Perrin 2009).



Delphinus delphis ©Agatha Gil

Portugal: Ampla distribuição (Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019a).

População e Tendência

População: Até às 50 mn, censos aéreos realizados entre 2010 e 2015 permitiram estimar uma abundância de 45 179 golfinhos-comuns (densidade=0,72 ind./km², coeficiente de variação (CV)=0,25), tendo-se verificado flutuações anuais na abundância (Vingada & Eira 2018). No verão de 2011, entre as 50 e as 200 mn, estimaram-se 2406 indivíduos (densidade 0,01 ind./km², CV=0,75) (Vingada & Eira 2018). Espécie altamente móvel, o que poderá contribuir para a flutuação das densidades, uma vez que os indivíduos podem concentrar-se em determinadas áreas em alguns períodos específicos (Hammond *et al.* 2017, Murphy *et al.* 2019).

A maturidade sexual é atingida aos 8,2 anos de idade nas fêmeas e 10,5 anos nos machos (Murphy *et al.* 2009, Read 2015). O tempo geracional para a população do Atlântico Nordeste é de 12,94 anos (Murphy *et al.* 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Habita quer águas costeiras quer águas pelágicas preferindo águas da plataforma continental e áreas de elevada produtividade, como as zonas de afloramento costeiro (Moura *et al.* 2012, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019b, Castro *et al.* 2020).

Fatores de Ameaça

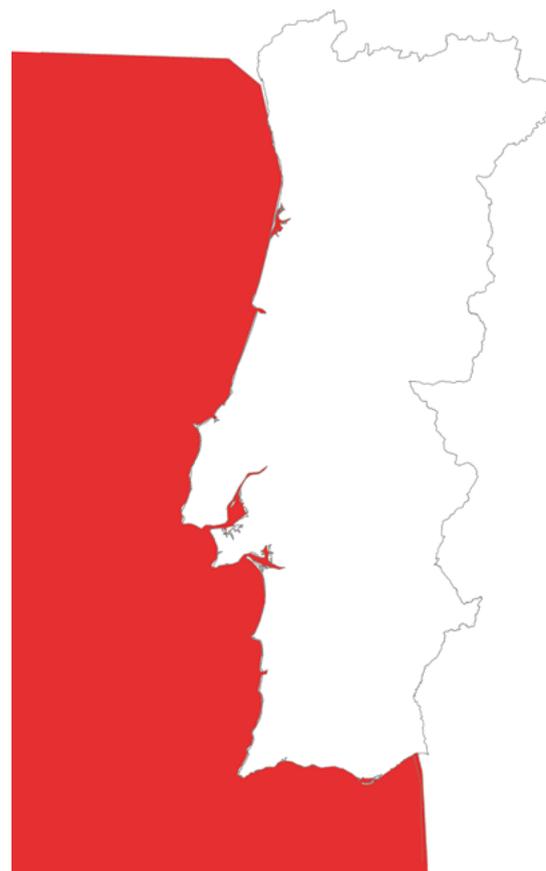
A captura accidental em várias artes de pesca está documentada em todas as áreas de ocorrência, sendo enfatizada como a mais importante pressão antropogénica no Noroeste Europeu. Em Portugal Continental há registos de capturas accidentais no cerco, redes de emalhar, xávega, arrasto e palangre (Sequeira & Ferreira 1994, Wise *et al.* 2007, Marçalo *et al.* 2015, Vingada *et al.* 2015, Vingada & Eira 2018, Ângelo 2020). Adicionalmente, os arrojamentos revelam que entre 44 e 61 % dos golfinhos-comuns analisados apresentam evidências de captura accidental, particularmente nas artes de emalhar e tresmalho (Silva & Sequeira 2003, Ferreira 2007, Ferreira *et al.* 2012, 2016, Ângelo 2020). Em Portugal Continental, a taxa de captura accidental de golfinho-comum em função da melhor estimativa populacional

Delphinus delphis • Golfinho-comum

é muito elevada (Vingada *et al.* 2015). A espécie apresenta níveis relativamente elevados de mercúrio (Monteiro *et al.* 2016) e a presença de morbilivirus, herpesvirus e *Toxoplasma* sp. também já foi identificada (Bento *et al.* 2016, 2019) e é conhecido que a infeção pode desempenhar um papel importante na morbilidade dos indivíduos (Bento *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foi regulamentada a utilização de equipamentos de dissuasão acústicos na arte de xávega para evitar capturas acidentais de mamíferos marinhos (Portaria 172/2017 de 25 de maio). Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para o golfinho-comum, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) e respetivo plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). É necessário realizar uma avaliação periódica dos efetivos populacionais da espécie e uma avaliação contínua da mortalidade associada a atividades humanas, particularmente no caso da captura acidental nas diferentes artes de pesca. As águas do Mar Céltico, Baía da Biscaia e Península Ibérica foram destacadas para uma futura implementação de ações de prioridade elevada definidas no Plano de Ação para o golfinho-comum elaborado pelo ASCOBANS (2019), principalmente devido à taxa de mortalidade em artes de pesca. A implementação de medidas de mitigação eficazes para a redução das taxas de captura acidental bem como a sensibilização dos pescadores para esta problemática são ações prioritárias. Adicionalmente, é importante avaliar os efeitos da expansão de novas infraestruturas e novas formas de exploração do oceano na população de golfinho-comum. A avaliação do estado de saúde (p. ex. pesquisa de doenças e níveis de biotoxinas e poluentes e seus efeitos) bem como a estrutura demográfica da população são importantes para a conservação da espécie.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de golfinho-comum *Delphinus delphis* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Delphinus delphis* golfinho-comum. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Globicephala melas (Traill, 1809)

Baleia-piloto

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Esta espécie foi inicialmente classificada em 1809 com o nome *Delphinus melas*, tendo o seu nome científico sido alterado para *Globicephala melaena*. Posteriormente, o epíteto específico foi revertido para a sua forma original *melas* (Starting *et al.* 1986).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto à redução do tamanho da população e tendência populacional.

Distribuição

Global: Ocorre nas águas temperadas e frias do Atlântico Norte, incluindo o Mar do Norte, Mar Mediterrâneo e o Golfo de São Lourenço (Abend & Smith 1999, Minton *et al.* 2018), e do hemisfério sul, entre os 19° e 60° S, sendo frequentemente observada na Zona de Convergência Antártica e outras áreas, o que significa que podem ocorrer até aos 68°S (Reeves *et al.* 2002). Estudos recentes revelaram algum nível de subestrutura genética no Atlântico Norte, com padrões de divergência consistentes, sugerindo que a população de baleias-piloto do noroeste da Península Ibérica constitui um grupo separado (Monteiro *et al.* 2015a).

Portugal: Distribui-se por toda a costa continental com concentrações associadas ao talude e plataforma da costa norte de Portugal (Maughan & Arnold 2010, Lacey 2014a, 2014b, Vingada & Eira 2018).

População e Tendência

População: Dados recentes indicam uma população para o Atlântico Este de 152 071 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,32) (Rogan *et al.* 2017). Estimativas que incluem a costa continental portuguesa indicam uma abundância total de

25 777 animais e uma densidade de 0,014 ind./km² (CV=0,345), incluindo 1993 indivíduos nos blocos mais costeiros da Península Ibérica (Hammond *et al.* 2017).

O tempo geracional para a espécie é de 24 anos (Taylor *et al.* 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Geralmente nómada sendo os habitats mais comuns o talude da plataforma continental, áreas com declive e áreas de alto relevo topográfico, mas também pode ser encontrada em zonas com maior profundidade (Olson 2018). No Atlântico Europeu, os avistamentos estão amplamente distribuídos entre o talude continental e as águas oceânicas (Minton *et al.* 2018). Ao longo da costa Cantábrica e Atlântica da Península Ibérica, incluindo Portugal, é sugerido que a espécie realiza incursões para alimentação em águas neríticas, o que pode estar relacionado com as elevadas concentrações de desova de Octopodidae nessas áreas (Monteiro 2013).

Na costa atlântica ibérica a dieta consiste maioritariamente em polvo-cabeçudo (*Eledone cirrhosa*) e pota (*Todarodes sagittatus*) (Monteiro *et al.* 2015b).



Globicephala macrorhynchus ©Agatha Gil

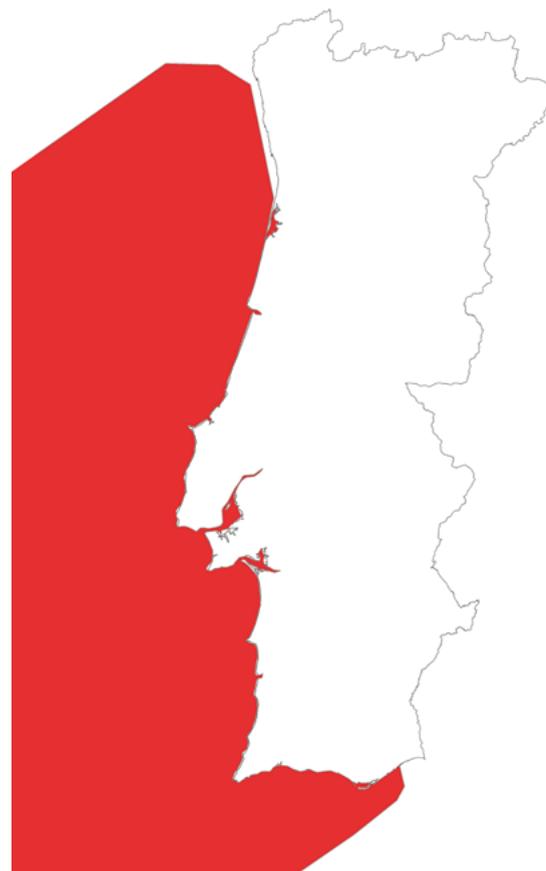
Fatores de Ameaça

Os principais fatores de ameaça a nível global são a caça, a captura accidental, o ruído subaquático, incluindo o ruído gerado por sonares navais e exploração sísmica, e a poluição (Sivle *et al.* 2012, Minton *et al.* 2018, Olson 2018). No Atlântico Norte foram encontrados níveis elevados de contaminantes organoclorados (DDT e PCBs) e polibromados (PBDE) nos tecidos de alguns indivíduos (Bjurlid *et al.* 2018).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para a baleia-piloto, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) bem como a aprovação do seu plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

Seria importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais de modo a melhor caracterizar a tendência populacional em futuras avaliações. Torna-se necessário uma melhor caracterização das pressões e ameaças que afetam esta espécie nas águas de Portugal Continental.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-piloto *Globicephala melas* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Globicephala melas* baleia-piloto. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Tursiops truncatus (Montagu, 1821)

Roaz

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Ampla distribuição nas águas costeiras e oceânicas de Portugal Continental.

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita podendo ser encontrada principalmente em zonas tropicais e temperadas (Culik 2004, Perrin 2009). Nalgumas populações podem ser identificados dois ecótipos, o costeiro e o oceânico (Tezanos-Pinto *et al.* 2009), que podem coexistir nalgumas zonas (Félix *et al.* 2017).

Portugal: Presente em toda a Zona Económica Exclusiva (ZEE), sendo uma das espécies mais abundantes ao longo da costa (Maughan & Arnold 2010, Brito 2011, Faustino 2011, Boisseau 2014, Lacey 2014, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019, Grilo *et al.* 2022), principalmente em zonas produtivas da plataforma continental (Brito *et al.* 2009, Santos *et al.* 2012). O estuário do rio Sado alberga uma população residente.

População e Tendência

População: Nas águas continentais portuguesas desde costa até às 50 mn, para o período compreendido entre 2010 e 2015, foi estimada uma abundância de 2306 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,35) e uma densidade de 0,037 indivíduos por km² (Vingada & Eira 2018). Entre as 50 e as 200 mn da costa, no verão de 2011, foi possível estimar uma abundância de 3798 (CV=0,88) indivíduos com uma densidade de 0,015 indivíduos por km² (Vingada & Eira 2018).

Coelho (2016) descreve no Estuário do Sado uma população bastante envelhecida com 70 % de indivíduos adultos e apenas 7 % de crias. Esta população de roazes residentes, em 2022, tinha um efetivo populacional de 25 indivíduos (ICNF, dados não publicados). O reduzido efetivo populacional, o isolamento genético e a elevada consanguinidade, aliados a fatores de pressão humana, ameaçam a recuperação desta população (Sequeira *et al.* 2009, Carvalho *et al.* 2016).

A maturidade reprodutiva nas fêmeas é atingida entre os 5 e os 13 anos e nos machos entre os 8 e os 13 anos de idade, sendo que o tempo geracional é de 21 anos (Taylor *et al.* 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

A profundidade pode ter bastante importância na preferência de habitat do roaz. Muitos indivíduos preferem zonas de menor profundidade da plataforma continental. Quando se encontram mais distanciados da costa, os montes submarinos são o habitat mais favorável (Correia *et al.* 2021). São encontrados em áreas com características fisiográficas e ambientais distintas entre os 100 e 1000 metros de profundidade, onde ocorre elevada produtividade (Cañadas & Hammond 2006, Freitas *et al.* 2014). Na costa continental portuguesa as presas mais consumidas incluem tainhas (*Mugil* sp.), safio (*Conger conger*), pescada (*Merluccius merluccius*) e verdinho (*Micromesistius poutassou*) (Pinheiro 2017).

Fatores de Ameaça

A captura acidental em artes de pesca é a principal ameaça e causa de arrojamento do roaz em Portugal Continental (Ferreira *et al.* 2012, Vingada & Eira 2018, Marçalo *et al.* 2021). Entre outras ameaças destaca-se a poluição por poluentes orgânicos (Méndez-Fernandez *et al.* 2014a, Jepson *et al.* 2016)



Tursiops truncatus ©Oriol Ponce Torres

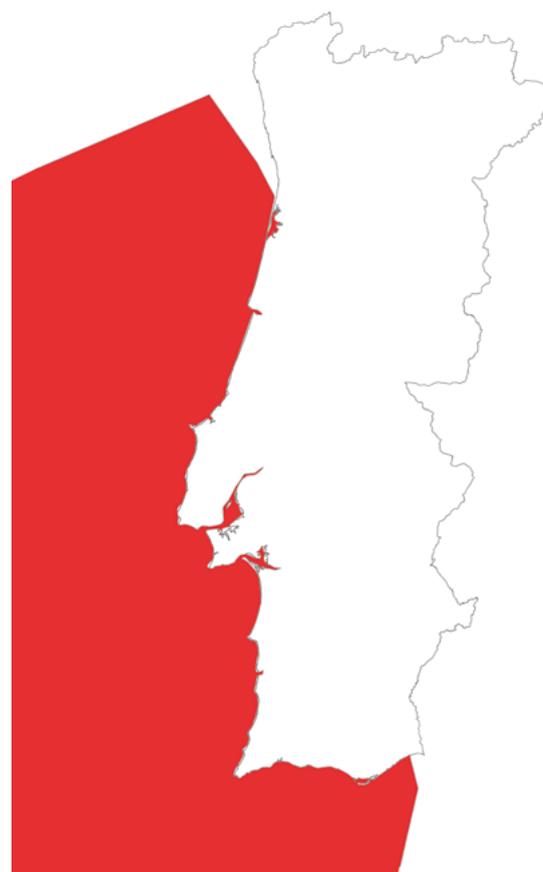
Tursiops truncatus • Roaz

e elementos tóxicos como o mercúrio (Méndez-Fernandez *et al.* 2014b, Monteiro *et al.* 2016), o ruído (Luís 2019), a ingestão e emaranhamento em lixo marinho (López & Barreiro 1993, Gomerčič *et al.* 2009, Puig-Lozano *et al.* 2018) e a perturbação provocada por embarcações de recreio em zonas normalmente utilizadas por populações residentes desta espécie.

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foi regulamentada a utilização de equipamentos de dissuasão acústicos na arte de xávega para evitar capturas accidentais de mamíferos marinhos (Portaria 172/2017 de 25 de maio). Estão designados Sítios para a proteção do roaz: o Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) e respetivo plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e o Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). O SIC Maceda - Praia da Vieira engloba na sua área 2,38 % da população nacional estimada (para a ZEE do continente e Madeira). O alargamento do SIC Costa Sudoeste (para uma área de 147 860,7 ha) confere alguma proteção aos indivíduos que utilizam a costa sul do país e engloba 0,82 % da população nacional estimada (Vingada & Eira 2018). Devido ao estado crítico de conservação da população residente no estuário do Sado, o Instituto da Conservação da Natureza e Florestas aprovou um plano de ação que visa proteger e monitorizar esta população de roaz (Sequeira *et al.* 2009). É necessário realizar uma avaliação periódica dos efetivos populacionais da espécie e uma avaliação contínua da mortalidade associada a atividades humanas, particularmente no caso da captura accidental nas diferentes artes de pesca. A implementação de medidas de mitigação para a redução das taxas de captura accidental bem como a sensibilização dos pescadores para esta problemática são ações prioritárias. Considerando as ameaças que as populações costeiras enfrentam torna-se importante a identificação e redução de fontes de poluição química e acústica, a fiscalização das atividades recreativas (turismo de observação de cetáceos) e monitorização dos efeitos dessas ameaças (estudos de níveis de contaminantes, prevalência de doenças, avaliação de perturbação provocada pelo tráfego marítimo e turismo) no estado de saúde da população. Além disso, deveria ser

assegurada a implementação do plano de gestão (Portaria n.º 201/2019 de 28 de junho) para os Sítios Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e Costa Sudoeste (PTCON00012).



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de roaz *Tursiops truncatus* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Tursiops truncatus* roaz. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Stenella coeruleoalba (Meyen, 1833)

Golfinho-riscado

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A espécie tem uma ampla distribuição nas águas oceânicas de Portugal Continental com uma população estimada em mais de 10 000 indivíduos maduros.

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita que se encontra em todos os oceanos, em águas temperadas e tropicais (Jefferson *et al.* 1993, Archer & Perrin 1999, Archer 2009).

Portugal: Em Portugal Continental, o golfinho-riscado tem uma ampla distribuição e é o pequeno cetáceo mais observado na zona *offshore* (Maughan & Arnold 2010, Brito 2011, Faustino 2011, Boisseau 2014, Lacey 2014, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019, Grilo *et al.* 2022).

População e Tendência

População: Para o período entre 2010 e 2015, a estimativa de abundância para as águas continentais portuguesas foi de 19 473 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,44) na plataforma continental, desde a costa até às 50 mn com uma densidade de 0,311 indivíduos por km² (Vingada & Eira 2018). Entre as 50 e as 200 mn da costa (área amostrada de 252883 km²), no verão de 2011, estimou-se uma abundância de 20 684 indivíduos (CV=0,5) com uma densidade de 0,082 indivíduos por km² (Vingada & Eira 2018).

Foi estimada uma longevidade máxima de cerca de 57,5 anos tanto para os machos como para as fêmeas, atingindo a maturidade sexual entre os 7 e os 15 anos e entre os 5 e os 13 anos, respetivamente (Archer 2009). O tempo geracional estimado é de 22,5 anos (Taylor *et al.* 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Em Portugal Continental, tem preferência por zonas de maior profundidade, afastadas da costa, embora se aproxime de zonas onde existem canhões submarinos como na Nazaré, Espichel e Sagres (Vingada & Eira 2018).

Na dieta, inclui principalmente peixes mesopelágicos e demersais, estando a sardinha (*Sardina pilchardus*) e o verdinho (*Micromesistius poutassou*) entre as principais presas, alimentando-se também de cefalópodes (Pinheiro 2017, Marçalo *et al.* 2021).

Fatores de Ameaça

A captura acidental foi já identificada em várias artes de pesca, sendo que a taxa de captura acidental ronda os 25 % em golfinhos-riscados arrojados e analisados no norte e centro de Portugal Continental (Ferreira 2007, Ferreira *et al.* 2012, 2016), sendo a captura associada principalmente a redes de monofilamento fundeadas (Marçalo *et al.* 2021). A espécie apresenta uma prevalência relativamente elevada de infeção por morbillivirus em Portugal e na Galiza em comparação com outras espécies



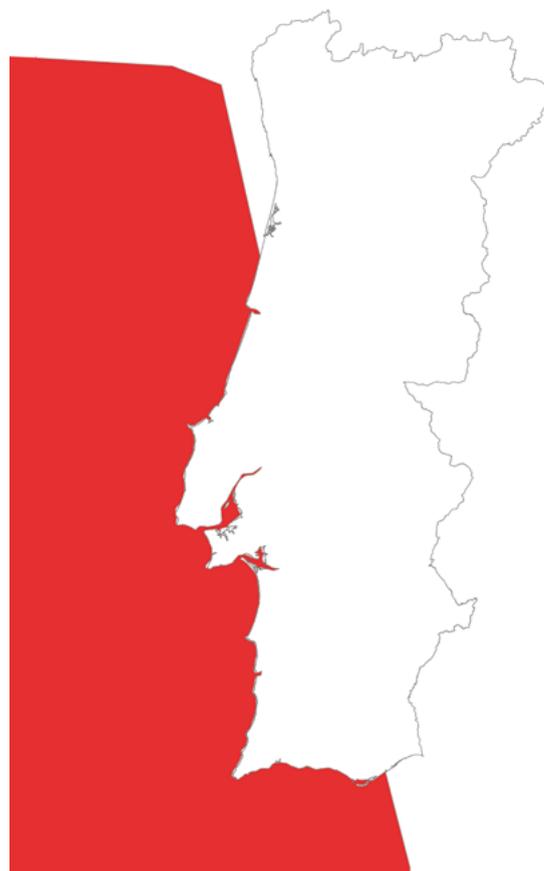
Stenella coeruleoalba ©Agatha Gil

***Stenella coeruleoalba* • Golfinho-riscado**

de pequenos cetáceos e pensa-se que esta doença seja endémica no Atlântico Nordeste (Bento *et al.* 2016). Nas costas da Galiza e Portugal, os golfinhos-riscados arrojados revelaram concentrações elevadas de cádmio e mercúrio em comparação com outros cetáceos na mesma área (Méndez-Fernandez *et al.* 2014, Monteiro *et al.* 2020). Outras ameaças incluem a ingestão de microplásticos (Novillo *et al.* 2020) e lixo marinho em geral (Puig-Lozano *et al.* 2018).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para o golfinho-riscado, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) e respetivo plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). É necessário realizar uma avaliação periódica dos efetivos populacionais da espécie e uma avaliação contínua da mortalidade natural e associada a atividades humanas. A realização de estudos que permitam avaliar o estado de saúde (p. ex. pesquisa de doenças e níveis de biotoxinas e poluentes e seus efeitos) bem como a estrutura demográfica da população seriam importantes para a conservação da espécie.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de golfinho-riscado *Stenella coeruleoalba* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Stenella coeruleoalba* golfinho-riscado. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Orcinus orca (Linnaeus, 1758)

Orca

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Visitante – Vis

Categoria

CRITICAMENTE EM PERIGO – CR (C2a(i,ii), D)

Fundamentação: A orca que ocorre em águas portuguesas pertence à subpopulação do Estreito de Gibraltar que inclui menos de 50 indivíduos maduros. Admite-se um declínio continuado no número de indivíduos maduros na subpopulação.

A alteração da categoria de ameaça, desde a última avaliação (Cabral *et al.* 2005) resulta do aumento do conhecimento sobre a espécie em Portugal.

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita, presente em todos os oceanos e na maioria dos mares, especialmente em águas frias de elevada produtividade e a latitudes mais elevadas e perto da costa (Forney & Wade 2006). Amplamente distribuída no Atlântico Norte. Nas águas costeiras do norte da Europa apresenta ocorrências importantes em redor da Islândia, Ilhas Faroé e oeste da Noruega (Reid *et al.* 2003). Há registo de ocorrências ao longo de toda a costa atlântica da Península Ibérica (Hammond & Lockyer 1988, López *et al.* 2002, Ferreira 2007, Brito *et al.* 2009, Maughan & Arnold 2010, Faustino 2011, Smith 2021, Esteban *et al.* 2013, Vingada & Eira 2018, Ângelo 2020, Grilo *et al.* 2022).

Portugal: Detetada principalmente na zona sul do país e no bordo da plataforma continental da zona centro (Vingada & Eira 2018).

População e Tendência

População: Pensa-se que as orcas que ocorrem na costa portuguesa pertencem à subpopulação do Estreito de Gibraltar, considerada distinta das subpopulações do Atlântico Nordeste (Esteban *et al.* 2016a, 2016b). Através de estudos de foto-identificação entre 1999 e 2011 foram identificados 47 indivíduos na subpopulação do Estreito de Gibraltar dos quais,

no final de 2011, apenas 39 indivíduos permaneciam vivos (Esteban *et al.* 2016c). A taxa de sobrevivência dos adultos desta subpopulação aparenta estar estável, no entanto, as baixas taxas de recrutamento indicam um declínio inferido no futuro (Esteban *et al.* 2016c).

O período de gestação é de 15 a 18 meses (Duffield *et al.* 1995) e as fêmeas têm a sua primeira cria viável entre os 12 e os 14 anos (Olesiuk *et al.* 2005). As fêmeas deixam de ser férteis com cerca de 40 anos de idade e os machos vivem cerca de 30 anos podendo atingir uma longevidade máxima de 50-60 anos (Ford 2009). O tempo geracional é de 24 anos (Taylor *et al.* 2007).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

É um predador de topo com uma diversidade de técnicas de alimentação e especialização num determinado tipo de presas. A subpopulação do Estreito de Gibraltar e sul de Portugal alimenta-se fundamentalmente do atum-rabilho-do-atlântico (*Thunnus thynnus*) que segue durante a migração entre o Atlântico Norte e o Mediterrâneo (Esteban *et al.* 2013).



Orcinus orca ©Guilherme Estrela

Orcinus orca • Orca

O seu percurso passa pela costa portuguesa e galega (Espanha) desconhecendo-se onde permanecem o resto do ano (Esteban & Foote 2019).

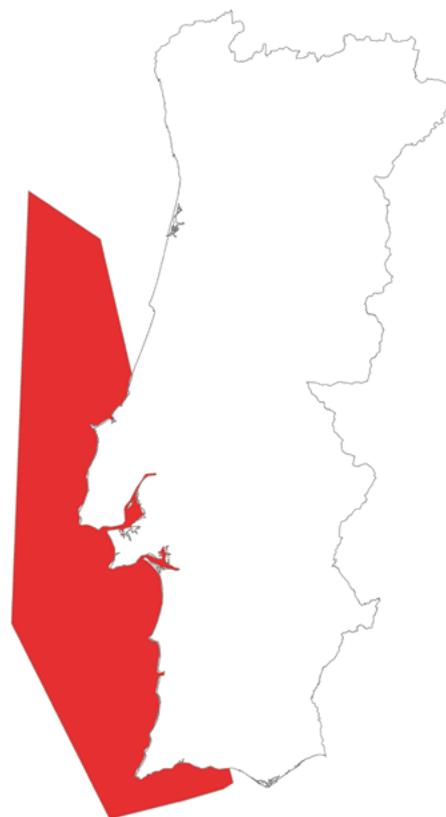
Fatores de Ameaça

Existem vários registos de captura acidental e emaranhamentos em Portugal Continental (Sousa 2010, Esteban & Foote 2019) que podem ser preocupantes, considerando o número reduzido de efetivos da subpopulação. A poluição por PCBs pode afetar a reprodução e recrutamento com consequências para os níveis populacionais (Jepson *et al.* 2016). Outras ameaças incluem a sobrepesca e degradação de habitats com impactos na disponibilidade de presas, o aumento de tráfego marítimo e do ruído subaquático, bem como atividades turísticas de observação de cetáceos desordenadas.

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para a orca, são dedicadas à proteção de cetáceos: o Sítio Maceda-Praia da Vieira (PTCON0063) e alargamento do Sítio Costa Sudoeste (PTCON00012) e respetivo plano de gestão (Portaria n.º 201/2019) e o Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

É necessário realizar uma avaliação periódica dos efetivos populacionais da espécie e uma avaliação contínua das pressões associadas a atividades humanas de modo a ser possível propor planos de gestão adequados para a espécie.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de orca *Orcinus orca* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1926 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Orcinus orca* orca. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Stenella frontalis (Meyen, 1833)

Golfinho-pintado-do-atlântico

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: Não existe informação adequada para avaliar o risco de extinção, nomeadamente quanto ao tamanho da população e tendência populacional. Desconhece-se se é Residente ou Visitante.

Distribuição

Global: Ocorre apenas no oceano Atlântico (Braulik & Jefferson 2018) e é normalmente encontrado em zonas tropicais e temperadas desde 50°N a 25-30°S (Perrin *et al.* 1987, Jefferson *et al.* 2015). Distribui-se pela costa de África, nas Ilhas Canárias, Arquipélago da Madeira, Açores e Cabo Verde (Jefferson *et al.* 1997, Silva *et al.* 2003).



Stenella frontalis ©Agatha Gil

Portugal: Em Portugal Continental, presente principalmente em áreas muito afastadas da costa, sendo que a informação sobre a sua distribuição é restrita aos meses de verão (Ferreira *et al.* 2016, Vingada & Eira 2018, Correia *et al.* 2019).

População e Tendência

População: Não existe informação sobre abundância da população para toda a área de ocorrência. Em Portugal Continental, a estimativa de abundância foi de 5773 indivíduos (coeficiente de variação (CV)=0,90) e a densidade de 0,023 indivíduos por km² no verão de 2011, nas águas entre as 50 e as 200 mn (Vingada & Eira 2018).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Em Portugal Continental, ocorre preferencialmente em latitudes mais a sul e águas mais profundas (Correia *et al.* 2019, Gil 2018). É uma espécie principalmente oceânica, sem preferências de habitat específicos (Correia *et al.* 2021). A dieta inclui peixes epipelágicos e mesopelágicos, cefalópodes e alguns invertebrados bentónicos (Perrin *et al.* 1994).

Fatores de Ameaça

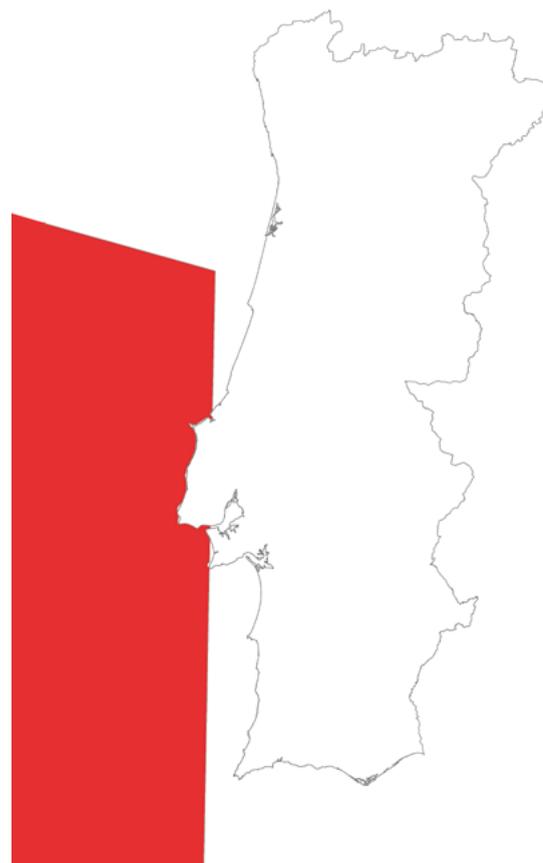
A captura accidental em redes de emalhar (Reeves *et al.* 2013), assim como a ingestão de lixo marinho com mortalidade associada (Puig-Lozano *et al.* 2018) são os principais fatores de ameaça identificados.

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional. Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para o golfinho-pintado-do-atlântico, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015). O carácter oceânico da espécie torna difícil a obtenção de informação que permita uma correta avaliação sobre a sua

Stenella frontalis • Golfinho-pintado-do-atlântico

distribuição e tamanho da população. É por isso importante a realização de censos periódicos para avaliação dos efetivos populacionais e distribuição bem como a recolha de informação de plataformas de oportunidade que permitam melhor caracterizar a população e tendência em futuras avaliações. É necessário manter o funcionamento da rede de arrojamentos para registo e análise dos animais arrojados, permitindo a identificação de potenciais ameaças tais como ingestão e/ou emaranhamento em lixo.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de golfinho-pintado-do-atlântico *Stenella frontalis* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Stenella frontalis* golfinho-pintado-do-atlântico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.





Carnivora

Vulpes vulpes (Linnaeus, 1758)

Raposa

Taxonomia

Carnivora, Canidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A espécie no território nacional parece estar estável, apresentando uma ampla distribuição generalizada e não fragmentada. Não existem indícios de declínio no passado recente. O número mínimo de animais maduros estimado é inferior a 10 000, mas não é expectável que haja um declínio da população a 6, 12 e 18 anos acima dos 10 %, nem flutuações extremas. Considera-se que há apenas uma subpopulação a nível nacional, com mais de 1000 indivíduos maduros. Não foram detetados declínios populacionais e os fatores de ameaça aparentam não ter um efeito significativo sobre a espécie.

Distribuição

Global: distribuição generalizada por todo o hemisfério Norte (Europa, Ásia, América do Norte e algumas regiões no norte de África), tendo sido introduzida na Austrália. Distribui-se praticamente pela totalidade do continente Europeu e é comum em toda a Península Ibérica (Bencatel *et al.* 2018).

Portugal: distribuição generalizada por todo o território nacional continental (Bencatel *et al.* 2018). A Área de Ocupação estimada é de 9864 km². Não foram detetadas reduções da área de ocorrência e não há indícios de fragmentação populacional.

População e Tendência

População: O tamanho populacional em Portugal é desconhecido, mas o número estimado de indivíduos maduros varia entre 7299 e 39 456, considerando-se que existe apenas uma subpopulação com tendência estável. A raposa atinge a maturidade sexual aos 2 anos (Henry *et al.* 2005) e o tempo geracional estimado é de 6 anos (Pacifici *et al.* 2013).

A época de reprodução decorre entre dezembro e abril, mas maioritariamente em janeiro-fevereiro, ocorrendo o nascimento

das crias entre março-maio (Travaini 1994). Na Península Ibérica o tamanho de ninhada é de 3 a 5 crias (Travaini 1994). A raposa apresenta um comportamento social eclético, podendo ser solitário ou viver em pequenos grupos familiares (Macdonald 1987, Henry *et al.* 2005). Em Portugal a densidade populacional varia entre 0,7 ind./km² e 4 ind./km² (Sarmiento & Cruz 1998, Sarmiento *et al.* 2009, Curveira-Santos *et al.* 2019).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

A raposa é uma espécie generalista no que se refere ao habitat e à dieta (Santos *et al.* 2007, Rosalino *et al.* 2010, Pereira *et al.* 2012). Pode ocupar todo o tipo de ambientes florestais ou abertos, conseguindo mesmo estabelecer-se em áreas urbanas (Macdonald 1987, Bencatel *et al.* 2018). A sua adaptabilidade permite-lhe implementar diferentes estratégias consoante a paisagem. Em paisagens dominadas por floresta nativa a raposa evita áreas de atividade humana (incluindo floresta de plantação), mas quando a percentagem de floresta é reduzida explora os recursos em áreas agrícolas e próximo das povoações



Vulpes vulpes ©André Oliveira

(Cruz *et al.* 2015, Curveira-Santos *et al.* 2019, Alexandre *et al.* 2020, Castro *et al.* 2022).

Ao longo de toda a sua área de distribuição o tamanho dos territórios pode variar entre 0,1 e 44,6 km² (Main *et al.* 2019) sendo que, na Península Ibérica, este valor é cerca de 2 a 3 km² (Travaini *et al.* 1993).

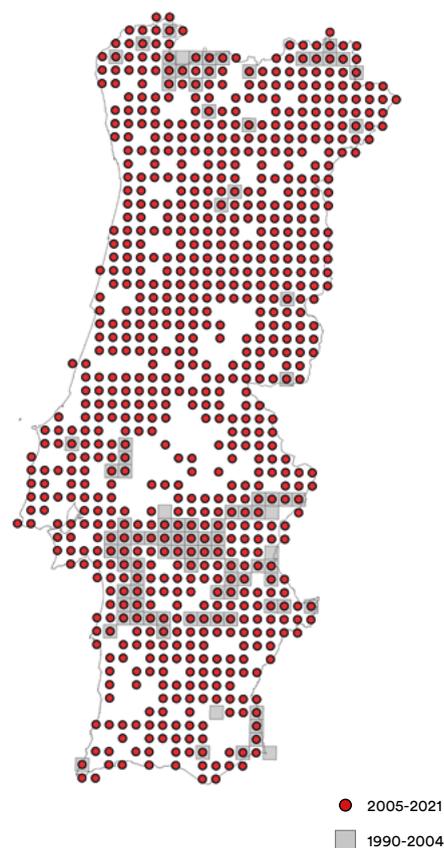
A ocorrência da espécie está fortemente dependente da disponibilidade de recursos alimentares, tendo-se verificado que, na Península Ibérica, seleciona o coelho como presa principal quando este é abundante, mas alimenta-se preferencialmente de pequenos mamíferos, aves, frutos/sementes e insetos quando o coelho escasseia (Magalhães 1974, Rosalino *et al.* 2010, Díaz-Ruiz *et al.* 2011).

Fatores de Ameaça

De uma forma geral, em Portugal, não se observam pressões e fatores de ameaça que possam, no presente ou num futuro próximo, causar uma redução drástica da população de raposa. No entanto, existem alguns fatores que afetam diretamente esta espécie, como seja a mortalidade causada pelos atropelamentos, por doenças e/ou pelo controlo de predadores (Grilo *et al.* 2009, Main *et al.* 2019). O impacto deste último, não parece ser significativo (Curveira-Santos *et al.* 2019). A implantação de monoculturas de eucaliptos e outras árvores invasoras contribui para a degradação dos ecossistemas nativos, podendo levar a uma redução da qualidade de habitat, em particular no que respeita ao alimento e refúgio disponíveis (Cruz *et al.* 2015, Alexandre *et al.* 2020, Castro *et al.* 2022).

Medidas de Conservação

As principais medidas de conservação deverão focar uma melhor compreensão e mitigação das causas de mortalidade, através da: i) monitorização de epizootias, em particular de sarna, esgana e raiva; ii) análise dos impactos das ações de controlo de predadores sobre a espécie; e iii) implementação de medidas preventivas de atropelamentos (p. ex. passagens superiores/inferiores; sensibilização dos condutores para a redução da velocidade em áreas de maior risco de atropelamentos).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de raposa *Vulpes vulpes* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Negrões N, Álvares F & Petrucci-Fonseca F (2023). *Vulpes vulpes* raposa. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Canis lupus (Linnaeus, 1758)

Lobo, Lobo-ibérico

Taxonomia

Carnivora, Canidae.

As populações portuguesas pertencem à sub-espécie *Canis lupus signatus* (Cabrera, 1907).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN (D)

Fundamentação: População nacional estimada em menos de 250 indivíduos maduros.

Distribuição

Global: Ocorre em grande parte da Ásia, América do Norte e Europa (Boitani 2018). Na Europa central e ocidental apresenta uma distribuição fragmentada, embora algumas das suas populações se encontrem em expansão (Chapron *et al.* 2014, Kackensky *et al.* 2021). Na Península Ibérica, encontra-se, principalmente, no quadrante noroeste, verificando-se alguma expansão para este e sul (MITECO 2015).

Portugal: Após uma acentuada regressão da sua área de ocorrência ao longo do século XX (Petrucci-Fonseca 1990), atualmente ocorre apenas no norte e centro de Portugal Continental, numa área que se estende por mais de 20 000 km², da qual ocupa de forma regular apenas cerca de 16 000 km². Esta área de ocupação foi estimada com base em registos de presença obtidos entre 2017 e 2021 (Censo Nacional de Lobo 2019/2021 *in prep.*), enquanto o mapa anexo inclui registos obtidos durante os períodos mais alargados, indicados na legenda.

População e Tendência

População: Apresenta duas subpopulações: uma a norte do rio Douro, em continuidade com a população espanhola, e outra a sul deste rio, aparentemente isolada da restante população ibérica (Álvares *et al.* 2015, Silva *et al.* 2018).

Atualmente, estimam-se cerca de 50 a 60 alcateias em Portugal, das quais menos de 10 localizam-se a sul do rio Douro (Pimenta *et al.* 2005, Censo Nacional de Lobo 2019/2021 *in prep.*). População nacional estimada em aproximadamente 300 indivíduos, dos quais, tendo em conta a biologia e estrutura social da espécie, menos de metade correspondem a animais

reprodutores que contribuirão de forma efetiva para a continuidade da população.

A população em Portugal manteve-se globalmente estável nas duas últimas décadas, apesar de ocorrerem algumas variações, a nível regional, no número de alcateias detetadas (Pimenta *et al.* 2005, Álvares *et al.* 2015, Nakamura *et al.* 2021, Censo Nacional de Lobo 2019/2021 *in prep.*).

O tempo geracional estimado é de 6 anos (Mech 1970, Petrucci-Fonseca 1990, Moreira 1998).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

É uma espécie social, que vive em grupos familiares (alcateias), que, em Portugal, ocupam áreas de aproximadamente 100 a 200 km² (Álvares *et al.* 2015). Ocorre numa grande diversidade de habitats, como florestas, matos, pastagens e terrenos agrícolas, dependendo essencialmente da disponibilidade e acessibilidade de presas adequadas, sejam ungulados selvagens ou domésticos, e do grau de perturbação humana (Eggerman *et al.* 2011, Boitani 2018, Grilo *et al.* 2019, Rio-Maior *et al.* 2019). Em Portugal, ocorre maioritariamente em áreas montanhosas, por apresentarem menor presença humana, maiores densidades de presas selvagens e elevados efetivos pecuários em regime extensivo (Pimenta *et al.* 2005, Grilo *et al.* 2019).



Canis lupus © Joaquim Pedro Ferreira

Fatores de Ameaça

A predação sobre efetivos pecuários, resultante sobretudo da falta de proteção adequada dos animais domésticos, associada, em algumas áreas, à escassez de presas selvagens, constitui a principal causa de animosidade para com esta espécie, e como tal, a principal dificuldade para a sua conservação (Pimenta *et al.* 2018). Os conflitos decorrentes desta situação, bem como o desconhecimento sobre o papel do lobo no ecossistema, conduzem muitas vezes à mortalidade ilegal desta espécie, por laço, tiro e envenenamento (Pimenta 2020).

A fragmentação do habitat resultante da construção de grandes infraestruturas, como autoestradas e barragens, constitui também um fator de ameaça relevante, dificultando a conectividade entre áreas de presença da espécie (Eggerman *et al.* 2010, Rio-Maior *et al.* 2019). A destruição do coberto vegetal, associada, por exemplo, a grandes incêndios florestais (Lino *et al.* 2019), assim como o aumento da perturbação humana, associado à instalação de infraestruturas (p. ex. parques eólicos, centrais solares e explorações de inertes), e à realização de atividades recreativas, têm também contribuído para a redução de áreas adequadas para refúgio e reprodução do lobo e de habitat adequado para as suas presas selvagens (Álvares *et al.* 2015, Ferrão da Costa *et al.* 2018).

Medidas de Conservação

As medidas de conservação relevantes encontram-se enquadradas pelo Plano de Ação para a Conservação do Lobo-ibérico em Portugal (PACLobo), publicado através do Despacho n.º 9727/2017, de 8 de novembro.

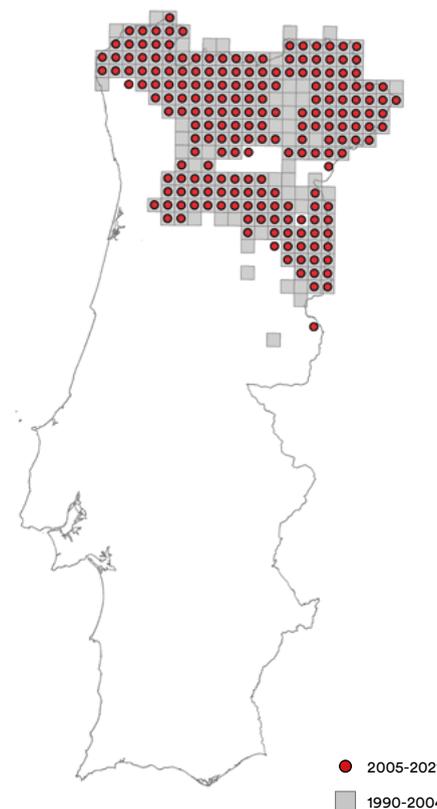
Com vista à minimização do conflito associado à predação sobre efetivos pecuários, destaca-se a existência, desde 1990, de um sistema de compensação por prejuízos atribuídos ao lobo, e de várias iniciativas para promover uma maior proteção dos animais domésticos, como sejam a distribuição de cães de proteção de gado e o apoio à instalação de vedações. De referir também, a existência, desde 2014, de uma medida de apoio financeiro à manutenção deste tipo de cães, no programa nacional de desenvolvimento rural.

Outras medidas desenvolvidas são:

– o Sistema de Monitorização de Lobos Mortos, que desde 1999, tem permitido monitorizar as causas de mortalidade desta espécie, bem como assegurar uma atuação mais concertada entre o ICNF e as autoridades policiais e judiciais;

– ações para o fomento das presas selvagens, incluindo a melhoria do habitat, a compatibilização de espécies de ungulados com as atividades agrícola, florestal e cinegética, e a reintrodução de corço;

– a monitorização regular da espécie, através de censos nacionais, projetos de âmbito regional e dos diversos estudos desenvolvidos ao nível da ecologia, genética, patologia, predação sobre efetivos pecuários e dimensão sociocultural.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de lobo-ibérico *Canis lupus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Pimenta V, Barroso I, Álvares F & Petrucci-Fonseca F (2023). *Canis lupus* lobo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Ursus arctos (Linnaeus, 1758)

Urso-pardo, Urso

Taxonomia

Carnivora, Ursidae

Ocorrência

Histórica/Indeterminada – Hist/Ind

Categoria

REGIONALMENTE EXTINTO – RE

Fundamentação: Considerado extinto como reprodutor em território nacional, provavelmente desde o séc. XIX. Regista-se uma única presença confirmada em 2019, correspondente à incursão ocasional de um indivíduo no extremo nordeste do país.

Distribuição

Global: Ampla distribuição, ocorrendo na maior parte do hemisfério norte. Na Europa, distribui-se principalmente pelos países do leste e do norte, mas com pequenas populações fragmentadas nas principais regiões montanhosas meridionais (McLellan *et al.* 2016). Na Península Ibérica, persiste apenas no norte de Espanha, nomeadamente nos Pirenéus e na Cordilheira Cantábrica (Naves & Fernández-Gil 2007, Palomero *et al.* 2021), tendo, em 1946, sido abatido um indivíduo a cerca de 1 km da fronteira portuguesa de Castro Laboreiro (Álvares & Domingues 2010, Caetano & Pimenta 2017).



Ursus arctos © Reno Sommerhalder

Portugal: Durante a Idade Média, terá ocorrido de forma fragmentada de norte a sul do país, abrangendo os principais sistemas montanhosos a norte do rio Douro, Beira Interior e bacias do Tejo e Guadiana (Álvares *et al.* 2019). A extinção em território nacional foi inicialmente datada de meados do séc. XVII (indivíduo abatido na Serra do Gerês em 1650, Baeta Neves 1967). Novos dados evidenciaram a presença da espécie no extremo norte de Portugal, em épocas mais recentes, incluindo um indivíduo abatido em território nacional (Montalegre) em 1843 (Caetano & Pimenta 2017). Na primavera de 2019 foi confirmada geneticamente a presença ocasional de um macho no Parque Natural de Montesinho (Bragança), a menos de 1 km da linha de fronteira com Espanha (ICNF/CIBIO, dados inéditos).

População e Tendência

População: Após séculos de declínio populacional devido a uma intensa perseguição e destruição do habitat, as populações no norte de Espanha estão, desde finais do séc. XX, a recuperar e a expandir-se, nomeadamente no que diz respeito à área abrangida por movimentos dispersivos de machos jovens (Naves *et al.* 2003, Palomero *et al.* 2021). Em resultado desta tendência populacional, em 2019 foi confirmada em território português, pela primeira vez nos últimos 150 anos, a sua presença pontual. Nos próximos anos, é de prever uma crescente intensidade na sua ocorrência ocasional no extremo nordeste Transmontano, apesar de ser pouco provável o estabelecimento de uma população reprodutora em território nacional.

Habitat e Ecologia

Ocorre numa grande variedade de habitats, sendo considerada uma espécie florestal sensível à perturbação humana. Na Península Ibérica, persiste em zonas montanhosas dominadas por um mosaico de florestas nativas (25 a 50 % de cobertura florestal) com matos, rochedos e pastagens. Os habitats utilizados para refúgio diurno, hibernação e reprodução situam-se em áreas particularmente abruptas e inacessíveis aos humanos (Naves & Fernández-Gil 2007). Apresenta uma dieta omnívora, consumindo principalmente matéria vegetal, cadáveres e insetos sociais (formigas e abelhas) mas podendo caçar, por vezes, mamíferos domésticos e selvagens (Naves & Fernández-Gil 2007). É tipicamente solitário e não

Ursus arctos • Urso-pardo, Urso

territorial. Os machos apresentam áreas vitais que cobrem 1300 km², sendo duas a cinco vezes superiores às das fêmeas. Os machos jovens apresentam um acentuado comportamento de dispersão, enquanto as fêmeas tendem a estabelecer-se nas proximidades das áreas maternas. Pode estar ativo a qualquer hora do dia, e embora habitualmente hiberne durante vários meses, as populações do sul da Europa podem apresentar atividade durante todo o inverno (Blanco 1998, Naves & Fernández-Gil 2007).

Fatores de Ameaça

As principais ameaças incluem a mortalidade por causas humanas (p. ex. caça furtiva e atropelamentos) e a fragmentação e perturbação do habitat, devido à destruição do coberto arbóreo e proliferação de infraestruturas humanas (Blanco 1998, Naves & Fernández-Gil 2007). É possível ainda que a perda de diversidade genética possa constituir uma ameaça a médio ou longo prazo (Palomero *et al.* 2021).

Relativamente a Portugal, face à futura ocorrência ocasional desta espécie numa paisagem com múltiplos usos humanos, é de prever a possibilidade de interações com a apicultura e outras atividades em zonas rurais de montanha (p. ex. cinegética, agro-pecuária, turismo), que deverão ser convenientemente compatibilizadas com a conservação da espécie. Além disso, a sua presença pode potenciar atitudes polarizadas e medo pelo risco de ataques a humanos e animais domésticos (Palomero *et al.* 2021).

Medidas de Conservação

As medidas de conservação deverão incidir sobretudo na área fronteiriça do norte de Portugal, principalmente no Parque Natural de Montesinho, devendo, em particular: i) fomentar o restauro e expansão de extensas manchas florestais com reduzida atividade humana; ii) conhecer as perceções das populações humanas locais e assegurar o envolvimento e capacitação dos sectores potencialmente mais afetados pela eventual ocorrência da espécie (p. ex. apicultores pelo risco associado à destruição de colmeias e caçadores devido ao risco de interação no decorrer de atividades cinegéticas); iii) fomentar a partilha de conhecimento tradicional/local e científico sobre a biologia e ocorrência histórica/atuall da espécie em Portugal; e iv) prever a potencial área de dispersão em território português e assegurar uma eficaz monitorização da sua ocorrência.



Legenda do Mapa

Ocorrência confirmada de urso-pardo *Ursus arctos* em Portugal Continental entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Álvares F, Rosalino LM & Lopes-Fernandes M (2023). *Ursus arctos* urso-pardo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.

Mustela erminea (Linnaeus, 1758)

Arminho

Taxonomia

Carnivora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

INFORMAÇÃO INSUFICIENTE – DD

Fundamentação: A presença do arminho em Portugal decorre de observações oportunísticas não existindo nenhum estudo direcionado para a espécie. Nos últimos dez anos (>2011), conhecem-se apenas dois registos confirmados no nordeste de Portugal (e três desde 2005), o que impossibilita uma análise conclusiva da sua área de distribuição/ocupação e efetivo populacional. A existência de 22 registos confirmados entre 1983 e 2010, distribuídos pela região norte, parece sugerir um declínio acentuado, pelo menos em área de ocupação e, consequentemente, no tamanho populacional. Trata-se de uma espécie de difícil deteção com os métodos convencionais de amostragem e que potencialmente pode apresentar flutuações extremas (Hellstedt *et al.* 2006).

Distribuição

Global: Distribuição circumboreal, incluindo grande parte da Eurásia e da América do Norte. Na Península Ibérica, que se situa no limite sudoeste da sua distribuição europeia, apresenta duas áreas de ocorrência: uma no Noroeste, que abrange Portugal, e outra nos Pirenéus (Gisbert & García-Perea 2007, Wilson & Mittermeier 2009).

Portugal: Com ocorrência confirmada apenas na década de 80 (Santos-Reis 1985), os registos confirmados sugerem uma distribuição ao longo das principais cadeias montanhosas a norte (Peneda-Gerês, Alvão-Marão e Montesinho) e a sul do rio Douro (Montemuro) (Bencatel *et al.* 2018, 2019). Porém, desde 2011 a espécie apenas foi detetada em dois locais, Montalegre e Mogadouro, resultando numa área de ocupação de apenas 4 km².

População e Tendência

População: A escassez de registos desde 2011 não permite estimar o tamanho populacional, mas entre 1980 e 2010 a extensão de ocorrência parece evidenciar uma tendência

de declínio. Os arminhos atingem a maturidade sexual aos 2-3 meses e o tempo geracional estimado é de 3 anos (Pacifici *et al.* 2013).

A densidade populacional pode variar entre 2 e 6 indivíduos por km² (Blanco 1998, Hellstedt *et al.* 2006, King & Powell 2007).

Tendência: Declínio suspeitado.

Habitat e Ecologia

Encontra-se mais associado a biótopos húmidos, como sejam lameiros de montanha, galerias ripícolas, sapais e margens de rios com abundância de pequenos mamíferos, em especial dos géneros *Microtus* e *Arvicola* (King & Powell 2007) que são o seu principal recurso alimentar (Hellstedt *et al.* 2006). Evita florestas densas e zonas áridas, mas está bem adaptada a zonas alpinas (Hunter 2011). Em áreas mais setentrionais apresenta acentuadas flutuações populacionais (extinções e colonizações locais). É uma espécie maioritariamente solitária e noturna, podendo, no entanto, apresentar atividade diurna. Possui áreas vitais reduzidas (10-40 ha) mas que podem atingir 200 ha, sendo as dos machos maiores (King & Powell 2007). Animais do mesmo sexo apresentam territórios exclusivos, mas os dos machos sobrepõem-se aos de uma ou mais fêmeas (King & Powell 2007).



Mustela erminea ©Marton Berntsen, Wikimedia Commons, CC BY-SA 4.0

Fatores de Ameaça

O arminho é sobretudo afetado pela conversão e degradação dos ecossistemas, sobretudo dos habitats ripícolas e sistemas agrícolas de montanha, devido ao abandono rural, conversão para agricultura intensiva e destruição de sebes e muros de pedra. Esta alteração afeta não apenas a disponibilidade de refúgios, mas também de recursos alimentares. À semelhança de Espanha (García-Díaz *et al.* 2013) a espécie pode estar ameaçada pela acentuada diminuição do rato-de-água, uma das suas presas preferenciais, em particular na sequência da recente expansão do visão-americano em Portugal (Rodrigues *et al.* 2015).

A diminuição da pluviosidade e aumento da temperatura nas regiões setentrionais do país, em consequência das alterações climáticas, poderá reduzir as condições ambientais para a manutenção do arminho, tendo em conta a sua afinidade biogeográfica à região Eurosiberiana.

O atropelamento nas estradas é uma das principais fontes de registos conhecidos em Portugal, pelo que a mortalidade também poderá ser um fator importante. Apesar da caça ilegal para taxidermia e comércio de peles ser assinalada como um fator de ameaça em Espanha (Blanco 1998, Gisbert & García-Perea 2007), desconhece-se a sua importância em Portugal.

Medidas de Conservação

Face ao desconhecimento a nível local e nacional, torna-se crucial desenvolver estudos direcionados para esta espécie, sobretudo que permitam estimar o tamanho populacional e identificar os requisitos ecológicos (p. ex. seleção do habitat) e as ameaças à conservação (p. ex. impacto dos atropelamentos nas suas populações). Além disso, é importante prosseguir o esforço de deteção de eventuais discontinuidades na distribuição geográfica.

Deve ser ainda fomentado o restauro e expansão dos habitats preferenciais da espécie e avaliada a necessidade de serem consideradas medidas de minimização do impacto das estradas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de arminho *Mustela erminea* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Álvares F, Rosalino LM & Santos-Reis M (2023). *Mustela erminea* arminho. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mustela nivalis (Linnaeus 1766)

Doninha

Taxonomia

Carnivora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A população nacional apresenta uma distribuição generalizada, mas desconhece-se o tamanho populacional. Sendo uma espécie elusiva, sem monitorizações regulares, mas cujos registos conhecidos demonstram a ocorrência de flutuações extremas, torna-se difícil detetar um eventual declínio populacional. Não é, contudo, expectável que este, a ter ocorrido, seja significativo, apesar do conjunto de ameaças plausíveis para a espécie não devem ser negligenciadas.

Distribuição

Global: Vasta distribuição Holártica, circumboreal, estando presente na América do Norte, em toda a Ásia boreal e central (incluindo o Japão), em todo o continente Europeu e no Magrebe. Foi introduzida em várias ilhas mediterrânicas e atlânticas e em alguns locais distantes da sua distribuição nativa, como a Austrália, a Nova Zelândia, e São Tomé e Príncipe.

Portugal: Presença generalizada de norte a sul do país, mas com aparentes discontinuidades geográficas (Bencatel *et al.* 2018). A atual Área de Ocupação da espécie, baseada nos registos desde 2011, é de apenas 260 km²; suspeita-se que este valor esteja muito subestimado e mascarado por flutuações populacionais extremas. A espécie foi introduzida no arquipélago dos Açores (Mathias *et al.* 1998) e dados genéticos sugerem que a introdução poderá não ter tido origem no continente nacional, mas sim nas ilhas Baleares (Rodrigues *et al.* 2017).

População e Tendência

População: O reduzido número de registos confirmados desde 2011, e a ausência de estudos direcionados para a espécie, não permitem estimar o tamanho populacional; contudo, a evolução do número de atropelamentos desde 2012 (LIFELINES 2022), confirma o padrão de flutuações extremas que já tinha sido

observado por Santos-Reis (1989 – 2 a 19 indivíduos em 100 ha ao longo de três anos). Esta dinâmica, com alternância de quase extinção e recolonização local, e a ausência de programas de monitorização, dificulta a deteção de um eventual declínio que poderia explicar as discontinuidades geográficas observadas, embora estas possam ser também apenas pseudo-ausências (p. ex. Domínguez *et al.* 2018). Contudo, as evidências sugerem que as populações do nordeste da Península Ibérica encontram-se em regressão e esta presunção não deve ser ignorada (Palazón 2012). A doninha atinge a maturidade sexual aos 3 ou 4 meses de idade (Delattre 1987) e tem uma longevidade ecológica de cerca de 3 anos (King & Powell 2006), pelo que o tempo geracional estimado é de 1,7 anos.

Tendência: Estável/Declínio suspeitado.

Habitat e Ecologia

Considerada uma espécie de elevada plasticidade em termos de requisitos ecológicos, ocorre em diversos tipos de habitats, estando a sua presença dependente da abundância das presas preferenciais. Evita meios abertos, onde o risco de predação por predadores alados é elevado (Korpimäki & Norrdahl 1989), e usa as estruturas lineares da paisagem como corredores de movimento, das quais raramente se afasta mais de 5 m (Macdonald *et al.* 2004), sejam muros de pedra solta, vegetação



Mustela nivalis • Doninha

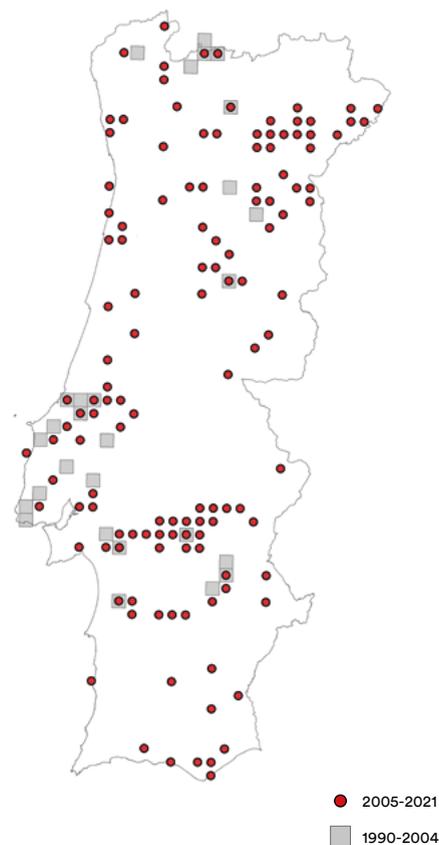
ripícola, sebes, bermas de campos agrícolas ou estradas, particularmente quando a matriz paisagística tem escassa cobertura vegetal (Mougeot *et al.* 2020). O elevado dimorfismo sexual que caracteriza a espécie traduz-se na forma como usa o habitat e as presas disponíveis. Santos-Reis (1989) evidenciou que as fêmeas tiram partido do ambiente subterrâneo (p. ex. galerias de pequenos roedores) para deslocação e repouso, e os machos, significativamente maiores, consomem com maior frequência o coelho-ibérico e repousam em ninhos de ratazanas. Solitária, e com uma atividade polifásica, apresenta um sistema territorial intra e intersexual muito marcado e uma elevada correlação entre a densidade populacional e a abundância de roedores; a par de uma elevada variabilidade nas dimensões corporais, observou-se ainda uma grande variação na dimensão das áreas vitais: 0,01 a 0,43 km² (Santos-Reis 1989).

Fatores de Ameaça

A doninha é suscetível a uma combinação de vários fatores, como a conversão e degradação dos ecossistemas, devido à intensificação da agricultura, com consequências na qualidade do habitat e diminuição de presas, e a mortalidade direta por atropelamento nas estradas. Outros fatores, ainda que se desconheça o seu impacto, são o parasitismo pelo nemátode *Skrjabinigylus nasicola*, que causa lesões cranianas e pressão no cérebro, sendo responsável pela morte de muitos indivíduos (King 1977) e cuja presença em Portugal foi confirmada (Santos-Reis 1989), e o envenenamento accidental com rodenticidas (Elmeros *et al.* 2011). As alterações climáticas são outro fator não negligenciável, sobretudo pelo impacto que poderão ter nas presas (Santoro *et al.* 2017).

Medidas de Conservação

Aumentar o conhecimento sobre a espécie, estimando o tamanho populacional e a área de ocupação, e investigando as discontinuidades geográficas observadas, é uma das principais medidas de conservação, a par do fomento do restauro e expansão das estruturas paisagísticas lineares. Acresce ainda a necessidade de obter dados de base para informar estudos futuros sobre eventuais impactos de parasitas e outros agentes patogénicos, e de implementar medidas de minimização do impacto das estradas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de doninha *Mustela nivalis* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Santos-Reis M, Fernandes C & Rosalino LM (2023). *Mustela nivalis* doninha. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mustela putorius (Linnaeus 1758)

Toirão, Tourão, Furão-bravo

Taxonomia

Carnivora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN (A2bcde+3bcde+4bcde)

Fundamentação: A população nacional aparenta manter uma ampla extensão de ocorrência, desconhecendo-se o tamanho populacional e a área de ocupação efetivos. Assume-se, contudo, uma redução populacional que se estima poder ter atingido ou vir a atingir os 50 %, com base nos registos de mortalidade por atropelamento e de controlo não seletivo de predadores, e no declínio da qualidade do habitat e potencial impacto de agentes patogénicos.

A categoria de ameaça sofreu alteração desde a última avaliação, devido à existência de um conjunto de novos dados gerados nas últimas duas décadas (p. ex. Costa *et al.* 2014, Grilo *et al.* 2009, Mateus *et al.* 2010, Mestre *et al.* 2007, Santos *et al.* 2008, 2009).

Distribuição

Global: Paleártico ocidental, ocupando a Europa ocidental do norte do Mediterrâneo ao centro da Escandinávia e Finlândia, a Grã-Bretanha (embora ausente da Irlanda), e a este até à China, Mongólia e sul dos Himalaias.

Portugal: Ocorrência generalizada de norte a sul do país, embora com aparentes discontinuidades geográficas (Costa *et al.* 2014, Bencatel *et al.* 2018). A atual Área de Ocupação da espécie, estimada com base nos registos confirmados desde 2011, pode não exceder os 140 km². Mesmo não sendo conhecidos estudos direcionados para a espécie, esta área não será superior a 2000 km² (Mestre *et al.* 2007, Santos *et al.* 2008, Beja *et al.* 2009, Grilo *et al.* 2009, Carvalho & Mira 2010, Mateus *et al.* 2010, Rodrigues *et al.* 2012). O toirão, na sua forma silvestre, não ocorre nos arquipélagos da Madeira e dos Açores embora esteja presente como variedade doméstica (furão, *Mustela furo* ou *M. p. furo*), que se presume ter sido introduzida no séc. XV, possivelmente para controlo das populações de coelho (Mathias *et al.* 1998).

População e Tendência

População: O reduzido número de registos obtidos desde 2011, bem como a ausência de estudos direcionados para a espécie, não permitem estimar o seu tamanho populacional. Contudo, a tendência do número de atropelamentos desde 2012 (LIFELINES 2022) e o padrão disperso dos registos confirmados, sugerem uma população de reduzida densidade, com uma distribuição fragmentada em núcleos potencialmente isolados e um declínio muito acentuado, tendência também verificada em muitos países europeus (Croose *et al.* 2018). O toirão atinge a maturidade sexual no final do primeiro ano de vida (Kristiansen *et al.* 2007) e o tempo geracional estimado é de 4,5 anos (Pacifci *et al.* 2013). A avaliação realizada no âmbito da Diretiva Habitats assumiu uma tendência regressiva para a população e para o habitat da espécie (ICNF 2019). Embora em Espanha a situação seja considerada favorável, em França e nas regiões atlânticas as estimativas corroboram uma avaliação desfavorável (EEA 2020).

Tendência: Declínio.

Habitat e Ecologia

Considerada uma espécie de elevada plasticidade, em termos de requisitos ecológicos, a presença do toirão aparenta estar fortemente associada a habitats ripícolas e pequenas manchas de matos, particularmente quando a matriz estrutural se caracteriza por uma cobertura vegetal escassa (Mestre *et al.* 2007, Costa *et al.*



Mustela putorius ©João Ferreira

Mustela putorius • Toirão, Tourão, Furão-bravo

2014). No que concerne aos requisitos tróficos a espécie tem sido considerada generalista, mas pode apresentar especializações alimentares locais (Lodé 1997), como verificado no sudeste de Portugal, onde a análise da dieta revelou uma preferência por coelho-bravo (Santos *et al.* 2009).

Os padrões de atividade e ecologia espacial do toirão em Portugal são desconhecidos. Manghi *et al.* (2005) indicam uma atividade noturna, com o uso de tocas de coelhos como refúgio diurno e de estruturas lineares, principalmente vegetação ao longo das margens de riachos e lagoas e bermas de estradas, como corredores de movimento.

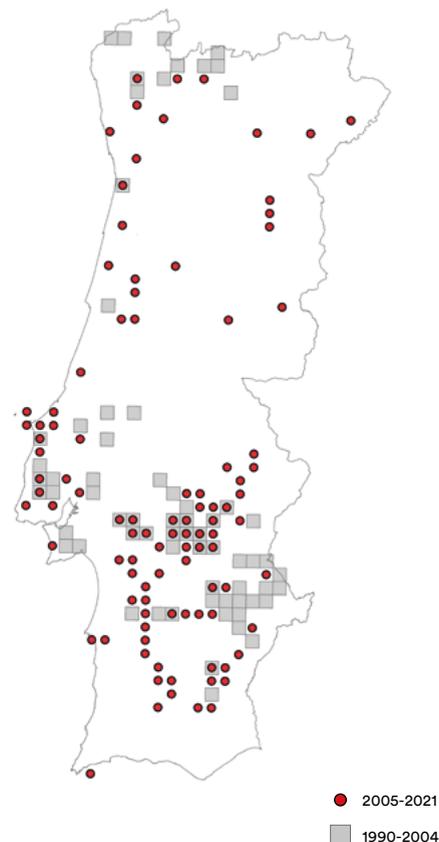
Fatores de Ameaça

O declínio da espécie em Portugal resulta de uma combinação de vários fatores, designadamente ao nível da mortalidade direta, devido ao atropelamento e ao controlo não seletivo de predadores, da conversão e degradação dos ecossistemas, sobretudo dos habitats ripícolas, devido à intensificação da agricultura e da diminuição das populações de presas, como a acentuada regressão populacional de coelho-ibérico, a sua presa preferencial no sul do país (Santos *et al.* 2009, Delibes-Mateos *et al.* 2014). Outros fatores podem contribuir para o declínio generalizado observado, ainda que se desconheça o seu impacto, tais como a introgressão com o furão (Costa *et al.* 2013), a contaminação e bioacumulação de poluentes, o envenenamento acidental com rodenticidas e a suscetibilidade a organismos patogénicos como o vírus da esgana canina (Heald *et al.* 2020), já detetado na espécie (Beineke *et al.* 2015).

Medidas de Conservação

As medidas de conservação prioritárias devem incidir na avaliação da área de ocupação da espécie, com particular ênfase na deteção das eventuais descontinuidades geográficas e no reforço do conhecimento sobre o tamanho populacional, requisitos ecológicos (p. ex. seleção do habitat) e principais ameaças à sua conservação (p. ex. risco de atropelamento).

Fomentar o restauro e expansão dos habitats ripícolas e avaliar a necessidade de serem consideradas medidas de minimização da mortalidade e do efeito barreira imputáveis ao impacto das estradas são outras medidas a ter em consideração, a par da obtenção de dados biológicos para informar estudos futuros sobre eventuais consequências da exposição a agentes patogénicos.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de toirão *Mustela putorius* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Santos-Reis M, Mira A & Lopes-Fernandes M (2023). *Mustela putorius* toirão. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Martes foina (Erxleben, 1777)

Fuinha, Papalvo, Gardunha

Taxonomia

Carnívora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A espécie parece ter estado estável no passado recente ou ter sofrido um ligeiro declínio. O número de animais maduros é inferior a 10 000, mas não é expectável que haja um declínio da população a 6, 12 e 18 anos acima dos 10 %, nem flutuações extremas. Considera-se que há apenas uma subpopulação, com mais de 1000 indivíduos maduros. Sem declínios populacionais detetáveis, os fatores de ameaça aparentam não ter um efeito significativo na espécie.

Distribuição

Global: distribuição generalizada na Europa, estando presente desde o Oeste da Federação Russa até França e da Dinamarca à Europa Mediterrânica, onde ocorre de Portugal à Turquia, incluindo algumas ilhas Gregas (p. ex. Creta). A distribuição estende-se pela Ásia Central, embora de forma fragmentada (Proulx *et al.* 2005).

Portugal: ocorre em todo o território continental, do Minho ao Algarve e do litoral à fronteira com Espanha (Bencatel *et al.* 2018). A Área de Ocupação estimada é de 2060 km². Não foi detetada redução da área de ocorrência e não há indícios de fragmentação populacional.

População e Tendência

População: O tamanho populacional em Portugal é desconhecido, mas o número estimado de indivíduos maduros varia entre 1500 e 1700, tendo por base a Área de Ocupação, a densidade populacional estimada para o Mediterrâneo (Sara & Morand, 2002) e a área vital estimada para Portugal (Santos-Reis *et al.* 2005), considerando-se que compõem apenas uma subpopulação com tendência estável. As fuinhas atingem a maturidade sexual aos

1-2 anos (Ruelle *et al.* 2015) e o tempo geracional estimado é de 6 anos (Pacifci *et al.* 2013).

As cópulas ocorrem maioritariamente em junho-julho, mas devido a um processo de implantação diferida, o nascimento das crias apenas acontece em março-abril do ano seguinte (Canivenc *et al.* 2009, Steklenev 2014).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Carnívoro solitário, cujos territórios em Portugal têm, em média, 2,6 km² (Santos-Reis *et al.* 2005). Em áreas mediterrânicas a densidade populacional varia entre 0,91-1,25 ind./km² (Sara & Morand 2002, Rosalino *et al.* 2005).

Ocorre em zonas florestais, sistemas agro-silvo-pastoris e matas ripícolas, com preferência por áreas em mosaico (Santos & Santos-Reis 2010, Pereira *et al.* 2012). Pode ainda utilizar zonas antrópicas (p. ex. celeiros e pilhas de cortiça como locais de repouso; Santos & Matos 2012).

É uma espécie maioritariamente noturna e generalista em termos de habitat (embora com hábitos arborícolas) e dieta (Virgós *et al.* 2012). A dieta inclui artrópodes, roedores,



Martes foina ©Diogo Oliveira

e também frutos silvestres, como as amoras, ou cultivados, como os figos (Santos *et al.* 2012, Monterroso *et al.* 2016).

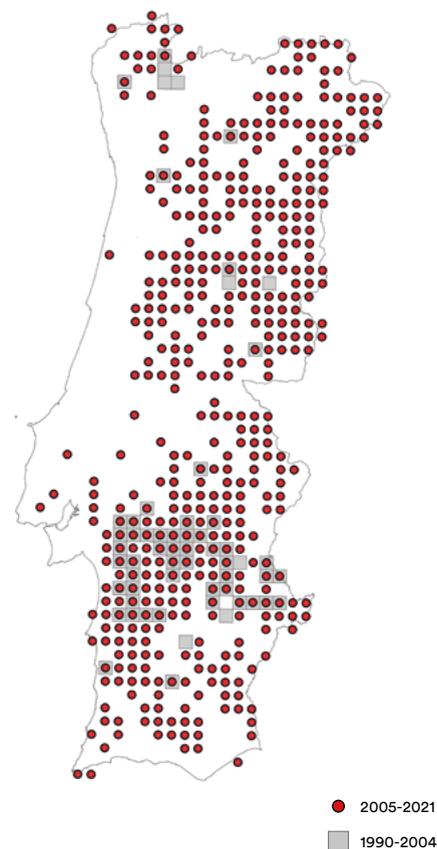
Fatores de Ameaça

O principal fator de pressão e de ameaça é a degradação e conversão dos ecossistemas nativos, em especial para monoculturas florestais (p. ex. eucaliptais) ou agrícolas (p. ex. olivais super-intensivos) (Proulx *et al.* 2005, Cruz *et al.* 2015), onde os recursos alimentares e de refúgio são menores. A mortalidade direta pode estar a afetar as populações de fuinha, em especial devido aos atropelamentos (Grilo *et al.* 2009), e à utilização de métodos não seletivos de controlo de predadores (Curveira-Santos *et al.* 2019).

O contexto bioclimático do país cria condições para que outros fatores específicos a nível regional sejam fatores de ameaça. Assim, os incêndios florestais (dependendo da sua frequência, intensidade e extensão) e a incidência de alterações climáticas, poderão reduzir a quantidade de recursos disponíveis, afetando assim a espécie (Birtsas *et al.* 2012, Vergara *et al.* 2016).

Medidas de Conservação

A principal medida de conservação deverá consistir na redução da homogeneidade paisagística das áreas de agricultura e silvicultura intensiva, através da recuperação de habitats nativos, em especial florestais (p. ex. carvalhais e matas ripícolas). Por outro lado, será fundamental fiscalizar as ações de controlo de predadores e implementar métodos comprovadamente seletivos, por forma a reduzir a mortalidade associada a esta atividade. Finalmente, considera-se importante implementar medidas preventivas de atropelamentos (p. ex. em áreas de maior incidência de mortalidade, como seja a naturalização das passagens inferiores e manilhas com vedação para direcionar os indivíduos para estas estruturas).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de fuinha *Martes foina* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rosalino LM & Negrões N (2022). *Martes foina* fuinha. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.

Martes martes (Linnaeus, 1758)

Marta

Taxonomia

Carnivora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

VULNERÁVEL – VU (B1ab(iii)+2ab(iii); D1)

Fundamentação: A população nacional aparenta ter uma área de ocupação e extensão de ocorrência restritas (<500 km² e <5000 km², respetivamente), estimando-se menos de 1000 indivíduos maduros distribuídos por duas sub-populações e em menos 10 localizações, com algum nível de fragmentação, mas aparentemente em continuidade com populações em Espanha. O habitat adequado é pouco representado a nível nacional e pode estar a sofrer uma diminuição em termos de extensão e qualidade.

Houve alteração da categoria de ameaça, desde a última avaliação, devido a um conjunto de novos dados gerados nas últimas duas décadas (p. ex. Álvares & Brito 2006, Matos & Santos-Reis 2006, Monterroso *et al.* 2016, Programa de monitorização de mamíferos ICNF 2020-21).



Martes martes ©Jorge Costa

Distribuição

Global: Paleártico ocidental e central, nomeadamente Médio Oriente, Cáucaso, oeste da Sibéria e maior parte da Europa (Herrero *et al.* 2016). Na Península Ibérica apresenta uma distribuição descontínua, limitada à faixa mais setentrional e às ilhas Baleares (López-Martín 2007).

Portugal: Referenciada para o território nacional apenas na década de 1980 (Bencatel *et al.* 2018), provavelmente por ser uma população marginal no limite sudoeste da distribuição e pela semelhança com a fuinha (*Martes foina*). Existe alguma incerteza associada à sua área de distribuição nacional, tendo sido dada como presente no Minho, Trás-os-Montes, e centro do país, maioritariamente com base em registos não comprovados (Matos & Santos-Reis 2006). Atualmente, registos de presença confirmados sugerem que se encontra circunscrita a áreas do Parque Nacional da Peneda-Gerês e do Parque Natural de Montesinho (Álvares & Brito 2006, Bencatel *et al.* 2018, 2019, Mallo-Leira & Díez 2021). A área de ocupação é inferior a 500 km².

População e Tendência

População: O tamanho populacional é desconhecido, mas com base na modelação da adequabilidade do habitat, Álvares & Brito (2006) estimaram entre 25 e 294 indivíduos na subpopulação da Peneda-Gerês. Considerando a extensão de ocorrência estimada e a densidade populacional referida por Ruiz-Olmo & López-Martín (2001) para a Galiza - 0,5 ind./km² – assume-se um valor inferior a 1000 indivíduos maduros. As martas atingem a maturidade sexual aos 2 anos e o tempo geracional estimado é de 6 anos (Pacifiçi *et al.* 2013).

Não é expectável que haja um declínio da população superior a 10 %, nem flutuações extremas, embora o habitat adequado a nível nacional (p. ex. carvalhal maduro) seja pouco expressivo e possa estar a sofrer uma diminuição em termos de extensão e qualidade. Apesar da população ser considerada estável na Europa (Herrero *et al.* 2016) a avaliação no âmbito da Diretiva Habitats considerou uma tendência populacional e de habitat ocupado desconhecida (ICNF 2019) e uma situação desfavorável em Espanha (EEA 2020).

Tendência: Declínio suspeitado.

Habitat e Ecologia

Espécie tipicamente florestal, que habita bosques nativos e maturos de coníferas, folhosas e mistos, com uma cobertura das copas superior a 56 % e que sejam diversificados em termos de recursos alimentares e condições de refúgio (Ruiz-Olmo & López-Martín 2001, Lopéz-Martín 2007, Mallo-Leira & Díez 2021). Evita áreas abertas, mas explora habitats rochosos associados a manchas florestais (Lopéz-Martín 2007).

Alimenta-se de roedores, aves, anfíbios, répteis, invertebrados e frutos (Monterroso *et al.* 2016). Solitária e maioritariamente noturna, ocupa áreas vitais médias que podem variar entre dois e 29 km², diminuindo em função de uma maior cobertura florestal, e com pouca ou nenhuma sobreposição intrasexual, mas com os machos sobrepondo-se às áreas vitais de uma ou mais fêmeas (Zalewski & Jędrzejewski 2006).

Fatores de Ameaça

A degradação e conversão dos ecossistemas florestais, em particular devido à ocorrência de incêndios, à fragmentação dos bosques de folhosas nativos e maturos e às plantações de florestas de produção, constituem os principais fatores de ameaça por reduzirem o abrigo e alimento disponível. O aumento da frequência, intensidade e extensão de incêndios florestais, que afetam regularmente a sua área de ocorrência, podem ainda contribuir para o aumento da fragmentação das populações. As martas são suscetíveis a outras perturbações antropogénicas, como a urbanização e construção de infra-estruturas, existindo vários registos de indivíduos atropelados na região da Peneda-Gerês. Também as alterações climáticas, com diminuição da pluviosidade e aumento da temperatura, poderão reduzir as condições ambientais para a manutenção das populações nacionais, tendo em conta a sua afinidade biogeográfica à região Eurosiberiana. O possível incremento da competição com a fuinha que, ao contrário do observado na restante área de distribuição, demonstrou relegar a marta para os habitats sub-óptimos (Monterroso *et al.* 2016), coloca esta espécie numa situação de maior fragilidade face à incidência de vários fatores de ameaça numa área de ocupação restrita.

Medidas de Conservação

As principais medidas de conservação deverão envolver a realização de estudos direcionados, para determinar a área de ocupação e a extensão e importância das discontinuidades geográficas, assim como avaliar o tamanho populacional, requisitos ecológicos e ameaças à conservação.

Adicionalmente, deverá ser assegurado o restauro, proteção e expansão de habitats florestais nativos e maturos, promovendo a plantação e regeneração do coberto arbóreo e condicionando o corte raso ou seletivo de árvores de grande porte. Devem também ser implementadas medidas eficazes de minimização do impacto de atropelamento, de controlo do furtivismo e de incêndios florestais.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de marta *Martes martes* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Santos-Reis M, Álvares F & Lopes-Fernandes M (2023). *Martes martes* marta. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Meles meles (Linnaeus, 1758)

Texugo, Teixugo

Taxonomia

Carnivora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A população de texugos, num passado recente, aparenta ter estado estável ou ter sofrido um ligeiro declínio.

O número de animais maduros estimado é inferior a 10 000, mas não é expectável que tenha um declínio da população acima dos 10 % a 6, 12 e 18 anos, nem que apresente flutuações extremas. Considera-se que há apenas uma subpopulação, com mais de 1000 indivíduos maduros. Os fatores de ameaça aparentam não ter um efeito significativo na população atual.

Distribuição

Global: distribuição generalizada na Europa, abrangendo o Reino Unido, o centro e leste do continente, bem como a região Mediterrânica, incluindo algumas ilhas (p. ex. Creta, Grécia), e a Escandinávia (Proulx *et al.* 2016).

Portugal: ocorre em todo o território nacional desde o Minho e Trás-os-Montes ao Algarve e do litoral à fronteira leste (Bencatel *et al.* 2018). A área de ocupação estimada é de 2544 km². A população não se encontra fragmentada e não foi detetada nenhuma redução da área de ocorrência.

População e Tendência

População: O tamanho populacional em Portugal é desconhecido, mas o número estimado de indivíduos maduros varia entre os 2300 e 4000 indivíduos (tendo por base a Área de Ocupação, a área vital e o tamanho de cada grupo social; Rosalino *et al.* 2004, Rafart 2005), considerando-se que compõem uma subpopulação única, com tendência estável.

Os texugos atingem a maturidade sexual aos 12-13 meses (Ahnlund 2009) e o tempo geracional estimado é de 6 anos (Pacifici *et al.* 2013).

O ciclo reprodutor inclui a implantação diferida, com as cópulas a ocorrerem principalmente entre novembro e janeiro e o nascimento das crias entre o início de janeiro e fevereiro (Silva *et al.* 2021).

A espécie vive em grupos sociais, compostos de 3-4 adultos e 2-4 crias que apenas se emancipam por volta dos 2 anos de idade e que habitam territórios exclusivos de 4,46 km².

A densidade populacional em Portugal é de 0,36–0,73 ind./km² (Rosalino *et al.* 2004, Silva *et al.* 2021).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Ocorre em bosques de folha caduca e de coníferas, sistemas agro-silvo-pastorais e matos mediterrânicos, evitando áreas com elevada densidade humana (Rosalino & Loureiro 2012). Espécie maioritariamente noturna e generalista em termos de habitat e dieta. Alimenta-se de uma grande variedade de recursos de origem natural (p. ex. frutos, minhocas, artrópodes ou roedores) e antrópica (p. ex. frutos cultivados como azeitonas ou figos) (Rosalino *et al.* 2005).



Meles meles ©DBioUAveiro

Fatores de Ameaça

O texugo é afetado principalmente pela conversão e degradação dos ecossistemas, nomeadamente pela degradação e perda de habitats naturais associadas à conversão de habitat nativos em monoculturas florestais (p. ex. eucaliptais; Cruz *et al.* 2015) e agrícolas (p. ex. olival super-intensivo e amendoal intensivo; Lara-Romero *et al.* 2012), que reduzem os recursos disponíveis para a espécie.

A mortalidade direta, associada a ações de correção de densidades de predadores utilizando métodos não seletivos (Curveira-Santos *et al.* 2019) e ao aumento da rede viária e do volume de tráfego (Grilo *et al.* 2009) que promove a colisão com veículos é outra pressão exercida sobre a espécie.

O aumento da frequência, intensidade e extensão de incêndios florestais que poderá reduzir a quantidade de recursos disponíveis e originar uma fragmentação populacional (Alves *et al.* 2007), em conjunto com uma diminuição da pluviosidade em algumas regiões devido às alterações climáticas, poderão limitar a capacidade de carga para a espécie (Rosalino *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

Uma das medidas mais importantes será implementar descontinuidades paisagísticas em áreas de agricultura e silvicultura intensiva, baseada na recuperação de habitats florestais nativos (p. ex. carvalhais e matas ripícolas), para minimizar os efeitos de homogeneização da paisagem. Por outro lado, sugere-se a obrigatoriedade de utilização de métodos comprovadamente seletivos nas ações de controlo de predadores, para minimizar a mortalidade ilegal associada a esta atividade. A implementação de medidas eficazes para minimizar a ocorrência de atropelamento em áreas de elevada incidência de mortalidade e com comprovado impacto na demografia das suas populações (p. ex. naturalização de passagens inferiores ou manilhas existentes, complementado com vedação para direcionar os indivíduos para essas estruturas, juntamente com a sensibilização dos condutores para a necessidade de controlo da velocidade).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de texugo *Meles meles* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rosalino LM & Santos-Reis M (2023). *Meles meles* texugo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Lutra lutra (Linnaeus 1758)

Lontra

Taxonomia

Carnivora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: As evidências recentes indicam que a população de lontras permaneceu estável no passado recente e não é expectável um declínio a médio prazo acima dos 10 %. A espécie apresenta uma distribuição generalizada, sem flutuações populacionais detetáveis. Considera-se que há uma única subpopulação com um número de indivíduos maduros possivelmente não inferior a 10 000.

Distribuição

Global: Ampla distribuição Paleártica abrangendo partes da Europa, Ásia e África. A distribuição mais a oeste inclui países como Portugal, Irlanda e as zonas subsaarianas do Norte de África, estendendo-se até ao noroeste da Rússia, e a Sul inclui ilhas como Coreia do Norte e do Sul, Sumatra e Bornéu (Roos *et al.* 2021).

Portugal: Distribuição generalizada em todo o território continental (Bencatel *et al.* 2018), com uma Área de Ocupação estimada em cerca de 2400 km². Não existem evidências de fragmentação populacional nem redução da área de ocupação, tendo havido inclusivamente uma evolução positiva no centro-oeste do país, aparentemente relacionada com melhoria de habitat e maior disponibilidade de presas, em particular do lagostim-americano (Fialho 2016).

População e Tendência

População: O tamanho populacional é desconhecido, mas considerando um valor médio das densidades reportadas para Espanha (Ruiz-Olmo *et al.* 2001; Ruiz-Olmo 2002), e a extensão total de linhas de água, estima-se um número de indivíduos maduros não inferior a 10 000, considerando-se que compõem uma única subpopulação com tendência estável. Em Portugal, e com abordagens distintas (desde captura e rádio-seguimento a análises moleculares fecais), observa-se uma grande variabilidade na dimensão das áreas vitais e nas densidades

(Beja 1996, Bernardo *et al.* 2009, Sales-Luís *et al.* 2009, Quaglietta *et al.* 2015). Assume-se a maturidade sexual da espécie ao segundo ano de vida (Hauer *et al.* 2002) e tempo geracional de 4 a 5 anos (Kruuk 1995). É solitária, formando grupos apenas de progenitora e juvenis (Kruuk 1995), sendo intrasexualmente territoriais (Quaglietta *et al.* 2014).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Para além da disponibilidade de água e presas, os habitats ideais para a presença da lontra incluem adequada cobertura de vegetação, existência de refúgios, e reduzida poluição aquática e perturbação humana (Prenda & Granado-Lorencio 1995; Pedroso *et al.* 2014). Em Portugal, é comprovada a ocorrência regular da lontra em diversos ambientes aquáticos como rios, ribeiras, estuários (Trindade *et al.* 1998), incluindo áreas costeiras (Beja 1992), albufeiras (Pedroso *et al.* 2007), lagoas de altitude (Sousa 1995) e pisciculturas (Sales-Luís *et al.* 2009).

As lontras têm atividade maioritariamente noturna e, em ambientes mediterrânicos, a dieta é constituída maioritariamente por peixes e crustáceos, e em menor proporção por anfíbios, répteis, aves, pequenos mamíferos e invertebrados aquáticos (Clavero *et al.* 2008).



Lutra lutra ©Francisco Álvares

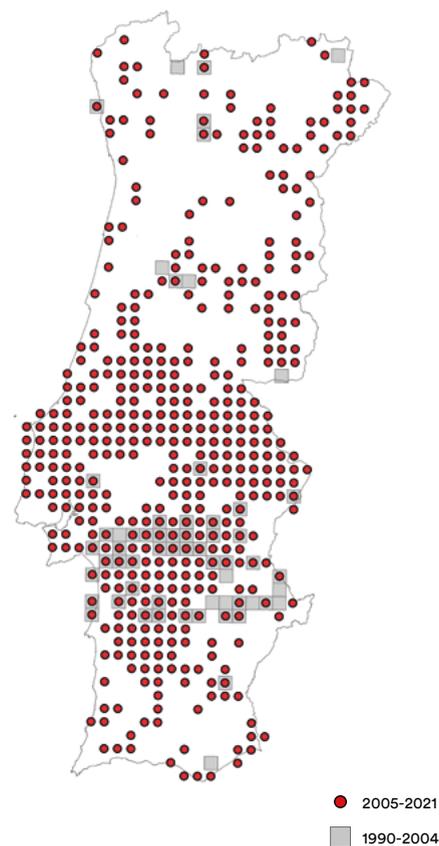
Fatores de Ameaça

As principais pressões à espécie em Portugal são as que afetam os ecossistemas onde ocorre (por conversão ou degradação) e a mortalidade por atropelamento. A destruição da vegetação ripária, resultado de ações de limpeza, extração de inertes e aumento da área agrícola, afetam o abrigo nas margens e a disponibilidade alimentar. A poluição da água, especialmente através da contaminação por compostos tóxicos e metais pesados, apesar da regulamentação e menor uso atual, poderá ser um fator localizado. Por outro lado, a mortalidade por atropelamento poderá ser significativa, especialmente em rodovias que atravessam linhas de água (Grilo *et al.* 2009, LIFELINES 2022). O afogamento em artes de pesca e o abate ilegal devido aos prejuízos causados nas explorações piscícolas (Freitas *et al.* 2007) são uma pressão adicional.

Um fator de ameaça são os efeitos das alterações climáticas resultando numa diminuição da adequabilidade de habitat na Península Ibérica (Cianfrani *et al.* 2011), havendo já localmente evidências de retração da área de ocupação durante a época seca no sul do país (Sales-Luís *et al.* 2012). Novas ameaças têm surgido, como a introdução e expansão do visão-americano (Rodrigues *et al.* 2015), competidor por recursos, ou a contaminação ambiental dos sistemas hídricos com antibióticos (Oliveira *et al.* 2009, Semedo-Lemsaddek *et al.* 2013).

Medidas de Conservação

Conservar e restaurar a vegetação ribeirinha autóctone, manter os caudais ecológicos nos cursos de água e evitar a captação de água em zonas particularmente sensíveis para a espécie, durante a época seca, serão as medidas mais importantes. Garantir que a espécie é tida em conta nos processos de avaliação ambiental (p. ex. expansão urbanoturística), bem como o cumprimento de medidas de minimização e monitorização legalmente previstas, assim como implementar medidas preventivas de atropelamentos em novos projetos rodoviários e nos atuais pontos negros de mortalidade, são aspetos igualmente importantes. A par destas, deve monitorizar-se a espécie à escala nacional/regional em intervalos regulares (cinco a 10 anos) e aumentar o conhecimento, por exemplo, sobre a contaminação ambiental dos sistemas hídricos, a interação com espécies invasoras e a eficiência de medidas preventivas do conflito em pisciculturas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de Lontra *Lutra lutra* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Pedroso NM & Santos-Reis M (2023). *Lutra lutra* lontra. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.

Genetta genetta (Linnaeus, 1758)

Geneta, Gineta, Gineto

Taxonomia

Carnivora, Viverridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: População estável, com mais de 10 000 indivíduos maduros presentes em Portugal, não se conhecendo sub-populações. Não há registos de declínios significativos, nem flutuações extremas do número de indivíduos. Os fatores de ameaça não têm, aparentemente, efeito significativo na população atual.

Distribuição

Global: Norte de África, região subsariana e Península Arábica do sudoeste Asiático (Gaubert *et al.* 2015). Na Europa, ocupa a Península Ibérica (incluindo as ilhas Baleares) e sudoeste de França (Delibes 1999), sendo a presença na Europa associada a uma possível colonização natural, ainda que não comprovada cientificamente (Gaubert 2007, 2016). Expandiu-se recentemente para Itália e oeste da Suíça (Gaubert *et al.* 2008, Pesaresi & Ruedi 2020).

Portugal: presente em todo território continental (Bencatel *et al.* 2019). A área de ocupação atual é de 2116 km².

População e Tendência

População: Desconhece-se a dimensão da população, porém será superior a 10 000 indivíduos maduros (Sarmiento *et al.* 2010). A população é estável, e não se registaram eventos de explosão populacional, nem extinções locais (Mathias *et al.* 1999, Sobrino *et al.* 2008). É um animal solitário, com exceção para o período de reprodução que incide nos meses de inverno. Os nascimentos (2-3 crias) concentram-se na primavera (Larivière & Calzada 2001) e a densidade populacional em Portugal é de cerca de 0,70 ind./km² (Sarmiento *et al.* 2010). O tempo geracional é de 4 anos (Gaubert *et al.* 2015).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

A geneta é um carnívoro noturno de médio porte (Delibes 1999), que ocorre em florestas, matagais, corredores ribeirinhos, zonas rochosas e áreas rurais (Santos-Reis *et al.* 2004; Torre *et al.* 2022). A dependência de árvores com cavidades (e.g. quercíneas) é elevada, sendo estas usadas como abrigos nos territórios que, em Portugal, atingem em média os 3,6 km² (Santos-Reis *et al.* 2004, Carvalho *et al.* 2014). Na sua ausência abriga-se em cavidades rochosas ou zonas de matos densos (Livet & Roeder 1987). Evita áreas abertas, onde a proteção contra predadores não existe (Galantino & Mira 2009, Carvalho *et al.* 2016a). Dieta omnívora com variações sazonais, consumindo preferencialmente pequenos mamíferos no outono/inverno, aves e frutos na primavera/verão e insetos durante todo o ano (Rosalino & Santos-Reis 2002).

Fatores de Ameaça

Não são conhecidas ameaças significativas (Gaubert *et al.* 2015). Não obstante, a geneta tem sofrido algumas pressões associadas à mortalidade direta devido a ações de controlo de predadores utilizando métodos não seletivos. Na região do Alentejo, esta

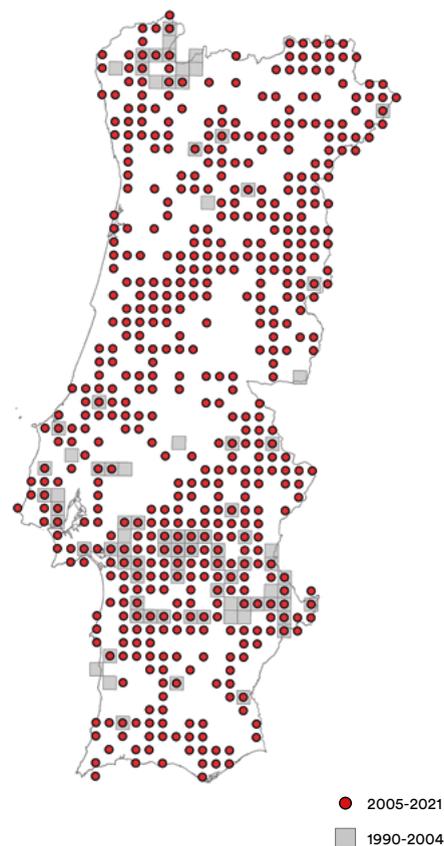


Genetta genetta © Jorge Costa

prática levou à diminuição da abundância relativa para metade em zonas de caça, comparando com áreas circundantes (Beja *et al.* 2009). É igualmente perseguida em retaliação pelos suspeitados prejuízos associados a ataque a aves domésticas (Larivière & Calzada 2001). No Alentejo, as estradas principais com maior tráfego são indutoras de mortalidade, 68 % da qual associada a subadultos (Carvalho *et al.* 2018), podendo ainda induzir um efeito barreira que restringe os movimentos de animais residentes (Carvalho *et al.* 2018). É previsível uma tendência regressiva da espécie devido ao aumento da fragmentação e perda de florestas, associado à maior incidência estimada de fogos florestais (Sousa *et al.* 2015). A expansão do linco-ibérico (*Lynx pardinus*) poderá levar à diminuição considerável (até 95 %) das populações de geneta em áreas onde este felino se estabelece, sendo as genetas obrigadas a usar zonas sub-ótimas (Palomares *et al.* 1996, Garrote *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

As principais medidas centram-se na gestão florestal com incidência no controlo da perda e fragmentação de manchas florestais (Santos-Reis *et al.* 2004) e na utilização de métodos comprovadamente seletivos no controlo de predadores (Beja *et al.* 2009). A mitigação dos efeitos das estradas através da implementação de passagens para fauna, complementadas pelo uso de vedações que dificultem a passagem de um animal trepador canalizando os indivíduos para as passagens, contribuirá para a diminuição da mortalidade (Carvalho *et al.* 2018). A realização de campanhas de sensibilização junto das escolas e populações rurais, salientando a importância da geneta como controladora de pragas e de possíveis zoonoses (Carvalho *et al.* 2016b) e o seu potencial como dispersora de sementes (Rosalino & Santos-Reis 2009) deverá igualmente ser uma prioridade.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de geneta *Genetta genetta* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Carvalho F & Rosalino LM (2023). *Genetta genetta* geneta. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Herpestes ichneumon (Linnaeus, 1758)

Sacarrabos, Mangusto, Escalavardo, Manguço

Taxonomia

Carnivora, Herpestidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Espécie abundante (> 10 000 indivíduos maduros), com distribuição ampla e tendência de expansão de sul para norte e do interior para o litoral durante o período correspondente às últimas três gerações (Barros & Fonseca 2011, Barros *et al.* 2015). Não se preveem flutuações extremas, fragmentação severa, ou declínio populacional no próximo tempo geracional, nem existem ameaças plausíveis que contribuam para um declínio a longo prazo.

Distribuição

Global: Ocorre no continente africano, com a exceção do deserto do Saara, das florestas húmidas da África central e das zonas desérticas do sul. Encontra-se presente nalguns países do Próximo Oriente, bem como na Península Ibérica (Do Linh San *et al.* 2016).

Portugal: Ocorre em todo o país, à exceção da região noroeste (Barros *et al.* 2015). A Área de Ocupação estimada é de 1764 km². É atualmente reconhecida como uma espécie residente e nativa, dado que estudos recentes apontam para uma dupla origem da espécie na Península Ibérica, considerando-se haver eventos de dispersão natural durante o Pleistoceno Superior e introdução antropogénica ao longo do tempo (Barros *et al.* 2021).

População e Tendência

População: Atinge a maturidade sexual por volta dos 2 anos (Palomares 1993) e o tempo geracional estimado é de 5,5 anos, atribuído com base na longevidade máxima estimada de 9 anos em Portugal (Bandeira 2016, Bandeira *et al.* 2016). A diferença relativamente à longevidade registada em Espanha (12 anos; Palomares 1993) pode estar relacionada com o facto de ser uma espécie cinegética em Portugal e, como tal, os espécimes terem

menor probabilidade de atingir igual longevidade em território nacional. Em Portugal considera-se que existe uma única subpopulação, estimada em mais de 10 000 indivíduos maduros (com base no número médio de animais capturados por ano; Bandeira *et al.* 2018), com tendência a aumentar, em virtude de se encontrar em expansão.

Espécie maioritariamente solitária, embora haja também observações de indivíduos aos pares ou em pequenos grupos familiares (entre 3 e 5 indivíduos) (Blanco 1998, Palomares & Delibes 1998). A organização social depende da disponibilidade alimentar, sendo a espécie mais gregária quando existem presas maiores e abundantes, e tornando-se mais solitária em épocas de maior escassez (Palomares & Delibes 1998). Os juvenis abandonam as progenitoras quando atingem os 9 meses, coincidindo com o início do período reprodutivo seguinte (Bandeira *et al.* 2021). A dimensão média de um território é de cerca de 3 km², variando entre 1 e 7 km² (Palomares & Delibes 1991, Palomares & Delibes 1998).

O período reprodutor decorre de dezembro a junho, com um pico de atividade em fevereiro. Entre dezembro e julho podem



Herpestes ichneumon © Victor Bandeira

Herpestes ichneumon • Sacarrabos, Mangusto, Escalavardo, Manguço

encontrar-se fêmeas gestantes, e entre março e agosto fêmeas lactantes. Cada ninhada pode ter até 4 crias (Bandeira *et al.* 2021).

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

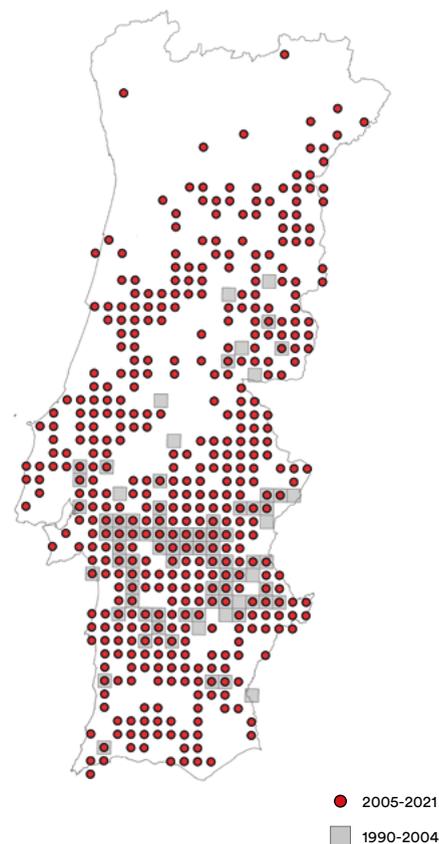
Normalmente, evita áreas abertas, preferindo vegetação densa, com grande cobertura e proteção, como sejam os ambientes de maquis mediterrânico, próximo a corredores ripícolas, silvados e matos xerofíticos (Bandeira 2016). Nestes ambientes, captura principalmente mamíferos, mas preda também répteis, anfíbios e invertebrados, embora possa consumir outros alimentos disponíveis como aves, ovos, peixes, frutos ou carniça (Rosalino *et al.* 2009, Bandeira *et al.* 2018). O consumo de presas varia com a idade, sexo e estação do ano (Rosalino *et al.* 2009, Bandeira *et al.* 2018).

Fatores de Ameaça

Não há grandes ameaças a esta espécie em Portugal, embora nalguns locais possa estar exposto a ameaças mais localizadas, como a destruição do habitat (e recursos associados) devido ao aumento da intensidade, frequência e extensão de incêndios florestais, ao incremento da rede viária e do volume de tráfego, ou às ações de controlo de predadores sem fiscalização do número limite de animais abatidos

Medidas de Conservação

Considerando a tendência de expansão devido ao abandono de terras agrícolas e ao despovoamento rural (Borrvalho *et al.* 1996), e à variação das temperaturas médias e da pluviosidade anual (Barros *et al.* 2015) que têm contribuído cumulativamente para a recente ocupação de novos territórios, não se projeta a necessidade de implementar medidas de conservação, mesmo considerando as pressões localizadas a que a espécie se encontra sujeita.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de sacarrabos *Herpestes ichneumon* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Bandeira V & Rosalino LM (2023). *Herpestes ichneumon* sacarrabos. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Felis silvestris (Schreber, 1775)

Gato-bravo, Gato-cabeçanas, Gato-selvagem

Taxonomia

Carnívora, Felidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN C1+2a(i); D)

Fundamentação: Área de ocupação da espécie estimada em menos de 500 km². O declínio da qualidade do habitat e os potenciais efeitos da hibridação, que podem ter ocorrido no passado, ou vir a ocorrer nos próximos 16 anos, poderão ter levado, ou vir a levar, à redução do tamanho da população na ordem dos 20 %. Estima-se um reduzido número de indivíduos maduros (que pode ser <100).

Houve alteração da categoria de ameaça, desde a última avaliação, devido à redução da área de ocupação e à manutenção das causas de regressão pelo declínio de habitat e potenciais efeitos da hibridação com o gato doméstico.

Distribuição

Global: O gato-bravo europeu, outrora com distribuição ampla na Europa, apenas ausente na Fenoscândia, terá sofrido algumas extinções locais. Mais recentemente tem recuperado em diferentes áreas da Europa central. Dados de análise morfológica

indicam 46 % de animais com introgressão sugerindo que a extensão de ocorrência poderá ser mais restrita do que geralmente considerada (Gerngross *et al.* 2022). A região mediterrânea é uma importante área de ocorrência, mas onde a distribuição é fragmentada e onde a integridade genética de gatos-bravos putativos é apenas de 74 % (Matias *et al.* 2022).

Portugal: Ocorre do norte a sul do país assumindo-se, porém, uma extensão de ocorrência que tem tido tendência regressiva (p. ex. Fernandes 2007, ICNF 2019) e uma área de ocupação atual inferior a 500 km², que parece estar em declínio. Embora baseados numa amostragem não exaustiva, os dados existentes revelam uma distribuição reduzida, descontínua e fragmentada, restrita a núcleos isolados.

População e Tendência

População: O tamanho populacional em Portugal é desconhecido. No entanto, as densidades estimadas são inferiores a 10 ind./100 km² (Matias *et al.* 2021, Nogueira 2021) e a área de ocupação restrita, sugerindo um tamanho populacional reduzido. Estes resultados, combinados com dados provenientes de entrevistas, foto-armadilhagem e um menor número de registos de animais mortos em várias regiões, apoiam uma hipótese de fragmentação e tendência regressiva generalizada da população (Programa de Monitorização de Mamíferos ICNF 2020-21). Para a Península Ibérica estima-se uma taxa de hibridação com gato-doméstico (Tiesmeyer *et al.* 2020), sugerindo que a introgressão tem sido uma importante e constante ameaça, provavelmente impulsionada pela fragmentação e redução da população de gato-bravo e proliferação de gatos domésticos em áreas remotas (Fernandes 1992, 1996, Queiroz *et al.* 2005, Oliveira *et al.* 2008, Matias *et al.* 2022, Programa de Monitorização de Mamíferos ICNF 2020-21).

A tendência populacional da espécie na Europa tem sido de decréscimo (Yamaguchi *et al.* 2015). Esta tendência mantém-se no período mais recente em Portugal e Espanha (ICNF 2019, EEA 2020, Gerngross *et al.* 2022). A extensão de ocorrência na Andaluzia é menor do que anteriormente assumido e as áreas protegidas não albergam atualmente um núcleo viável (Gil-Sanchez *et al.* 2020). Uma situação semelhante pode colocar-se noutras localizações da Península Ibérica. O tempo geracional é de 8 anos (Gerngross *et al.* 2022).

Tendência: Declínio.



Felis silvestris ©Carlos Carrapato

Habitat e Ecologia

O gato-bravo é descrito como solitário, com capacidade de dispersão de dezenas de quilómetros. Na Península Ibérica os seus territórios tendem a ser afastados de áreas humanizadas. As fêmeas selecionam áreas com alguma complexidade topográfica e mais isoladas que os machos (Oliveira *et al.* 2018). Em Portugal, a espécie tem ocupado matagais mediterrânicos, giestais e bosques de carvalho-negral, medronhais (Fernandes 1992, Abreu 1993, Sarmiento & Cruz 1998, Sarmiento *et al.* 2006) e áreas de maior abundância de coelho-bravo (uma presa importante para este felino) (Monterroso *et al.* 2009), habitats cuja extensão e qualidade têm, de uma forma geral, vindo a diminuir.

Fatores de Ameaça

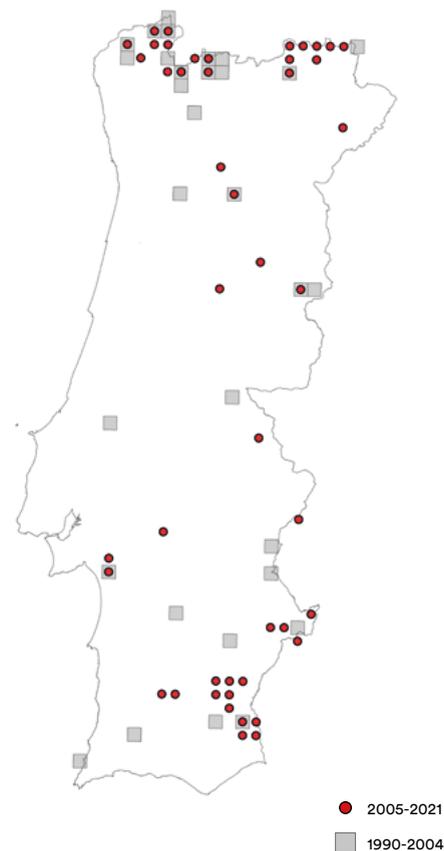
As principais pressões sobre o gato-bravo são a mortalidade direta causada por atropelamento e abate ilegal; a conversão de habitats nativos favoráveis à sua ocorrência e das suas presas, e a hibridação. Atividades que potenciam a mortalidade ilegal do gato-bravo são o controle de predadores, o uso ilegal de armadilhas e veneno.

O declínio do coelho-bravo pode continuar a ter um impacto negativo nas populações de gato-bravo. O contacto com gato doméstico é uma ameaça para o gato-bravo enquanto entidade genética distinta. E é tanto mais provável quanto as condições do meio e a simplificação das comunidades faunísticas permitir o aumento de populações de gatos feraiis potenciais transmissores de patologias para a espécie e com os quais podem hibridar (Duarte *et al.* 2012). A taxa de introgressão tem sido documentada há mais de duas décadas na Europa (Pierpaoli *et al.* 2003). Em Portugal registaram-se valores de 12 % (Oliveira *et al.* 2008) e na Escócia atingiu 88 % (Kitchener *et al.* 2005).

Medidas de Conservação

Devem ser implementados planos de recuperação desenhados em função das diferentes áreas de ocorrência e habitats ocupados. A proteção estrita da espécie e conexão entre diferentes núcleos de ocorrência é crucial. As populações a nível regional e nacional devem ser continuamente monitorizadas. As áreas de matagal mediterrânico e de áreas de bosque devem ser conservadas de forma a manter habitat favorável. A proliferação de gatos domésticos em áreas de presença da espécie, deve ser controlada recorrendo-se a abordagens múltiplas e envolvendo os cidadãos.

É necessário aumentar o conhecimento sobre patologias em circulação em áreas de ocorrência e sobre o impacto da introgressão genética na espécie



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de gato-bravo *Felis silvestris* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Lopes-Fernandes M, Monterroso P & Sarmiento P (2023). *Felis silvestris* gato-bravo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Lynx pardinus (Temminck, 1827)

Lince-ibérico, Liberne, Lobo-cerval, Gato-cravo

Taxonomia

Carnivora, Felidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

EM PERIGO – EN (D)

Fundamentação: Tamanho estimado da população menor do que 250 indivíduos maduros. Houve alteração de categoria, desde a última avaliação, dado que nas últimas duas décadas não se registaram declínios, nem se perspetivam regressões populacionais ou da área de distribuição.

Distribuição

Global: Endémico da Península Ibérica e historicamente distribuído por toda a Península (Cabrera 1914), o lince-ibérico ficou limitado a dez populações isoladas (Rodríguez & Delibes 1990), com áreas de ocorrência histórica em Portugal identificadas na Serra da Malcata, S. Mamede, Vale do Sado, Moura-Barrancos, Vale do Guadiana e Algarve-Odemira (Castro & Palma 1996, Ceia *et al.* 1998).

A partir do final da década de 90, não se detetou a presença de populações residentes em Portugal (Sarmiento *et al.* 2001,

Bessa-Gomes *et al.* 2002, Fernandes & Pires 2003) e em muitas áreas de ocorrência histórica em Espanha (Guzmán *et al.* 2005). Desde 2014, e na sequência de um projeto de reintrodução, tem havido um incremento exponencial das populações, não só em termos numéricos, mas também em termos de área geográfica. Em 2020, foram registadas 14 populações, uma das quais em Portugal (Vale do Guadiana) e 13 em Espanha – cinco na Andaluzia, três em Castilla-La-Mancha e cinco na Extremadura (ICNF & MITECO 2022). A área total ocupada pela espécie nos dois países ronda os 4000 km², correspondendo a uma extensão de ocorrência de 4700 km².

Portugal: A espécie distribui-se no Vale do Guadiana em dois núcleos separados geograficamente, sem ocorrência de dispersão ou migração efetiva entre eles:

Um pequeno núcleo a norte, no concelho de Serpa que ocupa cerca de 40 km²;

Um núcleo, com cerca de 450 km², que se estende desde a região central do Parque Natural do Vale do Guadiana, no concelho de Mértola (Alentejo), até Odeleite no Algarve.

População e Tendência

População: Após uma unificação dos esforços de conservação entre Portugal e Espanha, vários projetos, apoiados pelo instrumento financeiro LIFE, conseguiram, com sucesso, utilizar animais criados em cativeiro para reintroduzir a espécie em áreas do centro e sudoeste da Península Ibérica.

Presentemente, o total de exemplares registados durante 2020 foi de 1111, distribuídos por Portugal (140; 12,5 %), Andaluzia (506; 45,5 %), Castilla-La-Mancha (327; 29,4 %) e Extremadura (141; 12,6 %) (ICNF & MITECO 2020).

Para Portugal, e considerando já os dados de 2021, a população de adultos foi estimada em 79 lince com mais de dois anos, dos quais 24 foram fêmeas reprodutoras. Estimam-se que existam ainda 44 subadultos e 70 juvenis (ICNF 2022).

Em geral os lince não são gregários, mas apresentam comportamentos diferenciados e partilhas específicas entre membros com laços familiares (Simón-Mata *et al.* 2012).

Em Portugal foi registada reprodução nas fêmeas até aos 7 anos, mas em Espanha tal acontece até aos 11 anos, o que confere ao lince um tempo geracional de 8 anos.

Tendência: Expansão.



Lynx pardinus ©Carmo Silva

Habitat e Ecologia

Os habitats preferenciais da espécie são bosques, matagais e matos densos de características mediterrânicas (Sarmiento *et al.* 2017, Garrote *et al.* 2020). Uma área de lince residente caracteriza-se, em geral, por uma cobertura arbustiva superior a 40 % e uma proporção de matagal entre 60 e 70 % (Palomares *et al.* 2001a, b). O lince-ibérico é um especialista e o coelho-bravo constitui 80-99 % da sua dieta.

Os lince apresentam movimentos de dispersão temporários, que precedem a estabilização de um território nos subadultos (cerca de 10 km²) ou estabelecem fluxos migratórios entre áreas de ocorrência e populações distintas (p. ex. entre Doñana e o Vale do Guadiana).

Fatores de Ameaça

As principais pressões sobre o lince-ibérico são a mortalidade direta causada por atropelamento e prevalência de patologias transmissíveis por gatos domésticos e outra fauna selvagem. A possibilidade de uma nova epizootia do coelho-bravo e consequente declínio drástico das suas populações poderá ter efeito direto na reprodução da espécie e impacto negativo na estabilidade das populações de lince. Entre as ameaças à viabilidade de populações isoladas da espécie, é de salientar a baixa diversidade genética.

As transformações de habitats nativos favoráveis à ocorrência de lince, tais como matagais mediterrânicos, continuam a limitar a área de ocupação da espécie e a sua potencial expansão.

Medidas de Conservação

As ações de conservação específicas dirigidas à espécie estão sumarizadas no Plano de Ação para a Conservação do Lince-Ibérico (*Lynx pardinus*) em Portugal (Despacho n.º 8726/2015 de 7 de Agosto) que preconiza eixos estratégicos referentes: à reprodução em cativeiro; às ações de gestão de coelho-bravo, de prevenção de mortalidade e fragmentação de habitat; à monitorização da população fundadora de Vale do Guadiana e presas; às ações de comunicação, envolvimento e sensibilização da sociedade e das populações locais que coexistem com a espécie; à investigação e acompanhamento técnico-científico; à articulação das medidas de política que favoreçam a viabilidade a longo prazo. A implementação de todas as ações

é seguida por uma comissão coordenada pelo ICNF e que conta com representantes dos sectores agrícola, florestal, caça, investigação, municípios e ONGAs.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de lince-ibérico *Lynx pardinus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sarmiento P & Lopes-Fernandes M (2023). *Lynx pardinus* lince-ibérico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.



Artiodactyla

Sus scrofa (Linnaeus, 1758)

Javali

Taxonomia

Artiodactyla, Suidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: A espécie tem uma ampla distribuição nacional. Não são conhecidos fatores que suportem, a curto prazo, a diminuição da extensão de ocorrência e também não se conhecem fatores de ameaça que contribuam para um declínio a curto-longo prazo.

Distribuição

Global: Distribuição natural euro-asiática e norte-africana. Em resultado de introduções, a espécie também ocorre na África subsariana, na América do Norte e Sul e na Austrália, estando assim presente em todos os continentes exceto na Antártida (Barrios-Garcia & Ballari 2012).

Portugal: Ampla distribuição.



Sus scrofa ©Carlos Fonseca

População e Tendência

População: Organiza-se socialmente em diversos tipos de grupo, sendo mais comuns, mais estáveis e mais numerosos, os grupos matriarcais, geralmente compostos por 1 ou 2 fêmeas, as crias e os juvenis do ano anterior (Fonseca & Correia 2008). Os machos adultos costumam ser solitários, exceto no outono (período do acasalamento) quando se associam às fêmeas (Maselli *et al.* 2014). Apresenta densidades muito variáveis, desde núcleos com densidades inferiores a 2 ind./100 ha até os que apresentam 6 e mais ind./100 ha, em algumas zonas de caça. A espécie encontra-se em expansão, podendo encontrar-se, inclusive, nalguns grandes centros urbanos.

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

Espécie predominantemente florestal encontra-se tanto em florestas temperadas de caducifólias como em florestas mediterrânicas de perenifólias, áreas que satisfaçam os seus requisitos ecológicos, nomeadamente zonas de alimento, zonas de refúgio e abrigo e zonas de água. A proximidade de áreas agrícolas com áreas florestais pode promover a procura de alimento nas culturas agrícolas (Ballari *et al.* 2014) provocando por vezes estragos nas colheitas com avultada expressão económica (Carpio *et al.* 2021). Como coberto de refúgio e de reprodução, tende a selecionar matos e galerias ripícolas bem conservadas (Santos *et al.* 2004, Laguna *et al.* 2021) em ambientes mediterrânicos. É uma espécie omnívora, adaptando o seu regime alimentar aos recursos disponíveis no território em que se encontra e que variam consoante a estação do ano. Embora o ritmo circadiano possa ser influenciado por múltiplos fatores, em ecossistemas mediterrânicos mostra-se ativo predominantemente de noite (Camarinha 2020).

Fatores de Ameaça

As principais ameaças são a captura ilegal e a sobre-exploração cinegética em consequência da falta de planos de gestão adequados, designadamente de Planos Globais de Gestão e a pressão de cães assilvestrados sobre crias. Entre as doenças

que presentemente afetam esta espécie destaca-se, pela sua prevalência e incidência, a tuberculose (Santos *et al.* 2018), representando a peste suína africana uma potencial ameaça (Costard *et al.* 2013), enquanto a triquinelose, pelos riscos alimentares que acarreta, justifica um continuado despiste (Vieira-Pinto *et al.* 2021). Possibilidade de hibridação com a forma doméstica (porco doméstico) (Santos 2002).

Usos e comercialização

O javali é uma espécie cinegética (atualmente mais de 30 000 indivíduos são caçados por ano em Portugal), proporcionando troféus com alto valor económico e carne apreciada e comercializada tanto em território nacional como no estrangeiro. A criação em cativeiro é permitida para diversos fins.

Medidas de Conservação

A gestão do javali é multifacetada e passa pela prevenção e minimização de conflitos de interesse e de acidentes rodoviários, p. ex. em zonas periurbanas, controlo sanitário e monitorização genética das populações. Sendo uma espécie cinegética, a sua gestão, baseada em conhecimento técnico-científico e enquadradas em planos globais de gestão adequados aos parâmetros biológicos e ecológicos das correspondentes populações, é fundamental. Para tal, a formação dos gestores de zonas de caça deverá ser uma prioridade tal como o controlo do furtivismo e valorização da espécie através da sensibilização e comunicação.

Face ao crescente impacto do javali, programas regulares e sistemáticos de monitorização da tendência populacional, considerando distribuição e abundância, desenvolvimento de medidas e ações que potenciem valores positivos associados à espécie, designadamente caça e ecoturismo, e que minimizem estragos em culturas, disseminação de doenças (Torres *et al.* 2019), particularmente zoonoses, e hibridação introgressiva com o porco doméstico, são necessários.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de javali *Sus scrofa* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Fonseca C, Santos P, Torres RT, Silva C & Monzón A (2023). *Sus scrofa* javali. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Cervus elaphus (Linnaeus, 1758)

Veado

Taxonomia

Artiodactyla, Cervidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Encontra-se amplamente distribuído a nível nacional e as suas subpopulações têm vindo a registar um aumento da distribuição e do número de efetivos. Com base nos vários estudos realizados, estima-se que o efetivo populacional da espécie supere os 10 000 indivíduos maduros a nível nacional.

Distribuição

Global: a distribuição natural estende-se desde a Europa ocidental até à Ásia central.

Portugal: Ampla distribuição geográfica, com várias subpopulações de norte a sul do país, em consequência de reintroduções e da dispersão natural a partir de populações raianas.

População e Tendência

População: Apresenta um comportamento geralmente gregário, associando-se, durante a maior parte do ano, em grupos unissexuais, no caso dos machos, ou grupos familiares constituídos por fêmeas e jovens dos dois sexos. A época de reprodução (brama) constitui a única exceção. Nesta época, os machos mantêm haréns de fêmeas, embora raramente dominem um harém antes de atingirem o quinto ano de vida. Os nascimentos ocorrem entre maio e junho e geralmente consistem numa única cria. Os partos gemelares são raros (Carranza 2007). Os dados mais recentes apontam para um aumento das populações, em número e em distribuição geográfica. Esta tendência é geral e comum às várias subpopulações nacionais (Batalha 2011, Santos 2015, Carvalho *et al.* 2018).

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

Ocorre preferencialmente em áreas de transição (ecótono) entre espaços florestais e/ou com mato bem desenvolvido, onde se refugia, e áreas abertas dominadas por plantas herbáceas e arbustivas, das quais se alimenta em determinados períodos do ano (Alves *et al.* 2014). Em regiões mediterrânicas caracterizadas por verões secos, as plantas lenhosas assumem uma importância acrescida na dieta da espécie (Bugalho & Milne 2003, Cortez 2011). Devido a diferenças de tamanho e necessidades metabólicas, a dieta pode variar entre machos e fêmeas (Bugalho *et al.* 2001). O uso do espaço, o estado nutricional e a condição corporal da espécie são influenciados pela disponibilidade de recursos, predação, competição, presença/ausência de gado doméstico e gestão cinegética (Santos *et al.* 2018a).

Fatores de Ameaça

Uma das principais ameaças é a introdução de exemplares originários de populações centro-europeias com o objetivo de aumentar o valor dos troféus de caça. O isolamento de algumas populações poderá também contribuir para a perda



Cervus elaphus ©João Carvalho

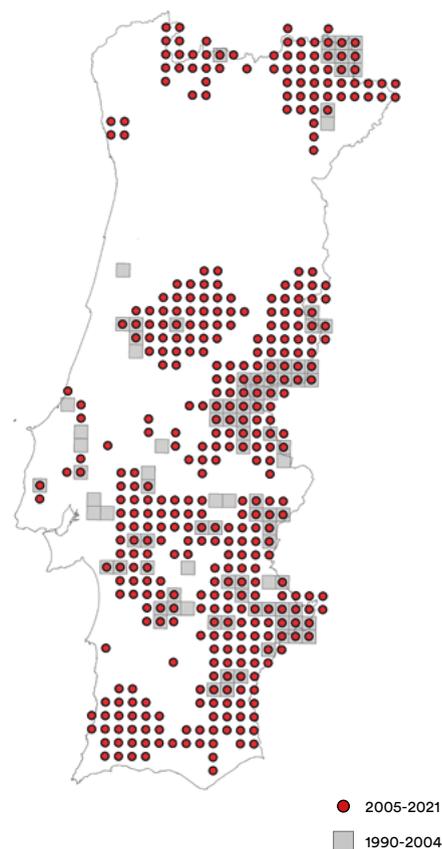
de variabilidade genética (Queirós *et al.* 2019). De entre as patologias descritas para a espécie, é de realçar a tuberculose, que afeta principalmente as populações do centro-sul de Portugal (Queirós *et al.* 2016). Os danos provocados em árvores jovens e plantações florestais, bem como nas culturas agrícolas, constituem outro fator de ameaça local por induzirem perdas socioeconómicas (Ramos *et al.* 2006). Não se conhece o real impacto que o furtivismo poderá ter na dinâmica populacional da espécie.

Usos e comercialização

Dados oficiais indicam que anualmente se caçam mais de 2000 veados em Portugal, sendo que este número pode superar os 3000 indivíduos em algumas épocas de caça. Além dos troféus, as hastes e a carne são apreciadas e comercializadas em território nacional e no estrangeiro.

Medidas de Conservação

A monitorização genética para dissuadir e controlar a possível introdução de exemplares centro-europeus é importante e necessária (Queirós *et al.* 2020). A monitorização populacional contribui para identificar os fatores que regulam as populações silvestres, sejam estes inerentes à própria dinâmica populacional da espécie ou terem origem na gestão realizada (Santos *et al.* 2018a, Santos *et al.* 2018b). A monitorização e gestão são também essenciais para manter o equilíbrio do rácio sexual e da estrutura etária das populações (Marco & Gortázar 2002), e evitar graus elevados de poliginia e consanguinidade. A gestão dos contactos entre o gado doméstico e as populações silvestres de veado é importante para prevenir a transmissão bidirecional de doenças infectocontagiosas (Cowie *et al.* 2016).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de veado *Cervus elaphus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Carvalho J, Queirós J, Bugalho M, Cortez P & Santos J (2023). *Cervus elaphus* veado. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Capreolus capreolus (Linnaeus, 1758)

Corço

Taxonomia

Artiodactyla, Cervidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

POUCO PREOCUPANTE – LC

Fundamentação: Apesar de ter uma população estimada com menos de 10 000 indivíduos maduros, nas últimas décadas, tem-se verificado uma expansão generalizada, quer em área de distribuição quer em número de indivíduos (Carvalho *et al.* 2018).

Distribuição

Global: Amplamente distribuído em toda a Europa (exceto Irlanda e ilhas do Mediterrâneo) e Ásia ocidental (exceto Israel, Líbano e Palestina) (Lovari *et al.* 2016). Apresenta uma distribuição contínua no norte, centro e este da Europa, enquanto na zona mediterrânica o seu padrão de distribuição caracteriza-se por uma fragmentação das populações (Lovari *et al.* 2016).



Capreolus capreolus © Paulo Cortez

Na Península Ibérica, a espécie ocorre sobretudo na região setentrional, tendo vindo a apresentar uma acentuada expansão das suas populações (San José 2007, Torres *et al.* 2015).

Portugal: Distribui-se de forma praticamente contínua na região a norte do rio Douro (exceto a faixa litoral a norte do Porto), nas serras a sul do rio Douro (serras de Montemuro-Arada-Leomil), no sistema central (serras da Estrela-Lousã) e na Beira Interior (Guarda e Castelo Branco), apresentando núcleos populacionais isolados, a maioria confinados para exploração cinegética, a sul do rio Tejo (Carvalho *et al.* 2018).

População e Tendência

População: Territorial, com hábitos solitários, sendo normalmente observado em pequenos grupos familiares (fêmea com crias) ou indivíduos isolados (Valente 2013). Tendencialmente monógamo (Vanpé *et al.* 2008), a época de acasalamento ocorre durante os meses de julho/agosto e os partos acontecem entre abril e junho (San José 2007). O tempo geracional é de 6,39 anos (Pacífico *et al.* 2013) sendo a maturidade sexual atingida por volta dos 14 meses nas fêmeas, e poucos meses mais tarde nos machos, embora, por regra, estes não se reproduzam até ao terceiro ano de vida. Tem-se verificado uma expansão generalizada, quer em área de distribuição quer em número de indivíduos. Esta tendência crescente é comum às cinco subpopulações (Peneda-Gerês, Nordeste Transmontano, Montemuro-Arada-Leomil, Serra da Lousã e Beira Interior) e deve-se à expansão natural da espécie, mas também a vários programas de reintrodução com fins cinegéticos ou de conservação (p. ex. fomento de presas silvestres para o lobo) no centro e sul do país (Vingada *et al.* 2010, Torres *et al.* 2015, Carvalho *et al.* 2018).

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

Ocupa diversos habitats, incluindo bosques mistos caducifólios, matos, áreas abertas de pastagens e zonas agrícolas (Torres *et al.* 2012). Em Portugal, as populações encontram-se geneticamente estruturadas em três grandes grupos: Peneda-Gerês, Trás-os-Montes e centro/sul de Portugal, incluindo Beiras e Alentejo (Barros *et al.* 2020).

Fatores de Ameaça

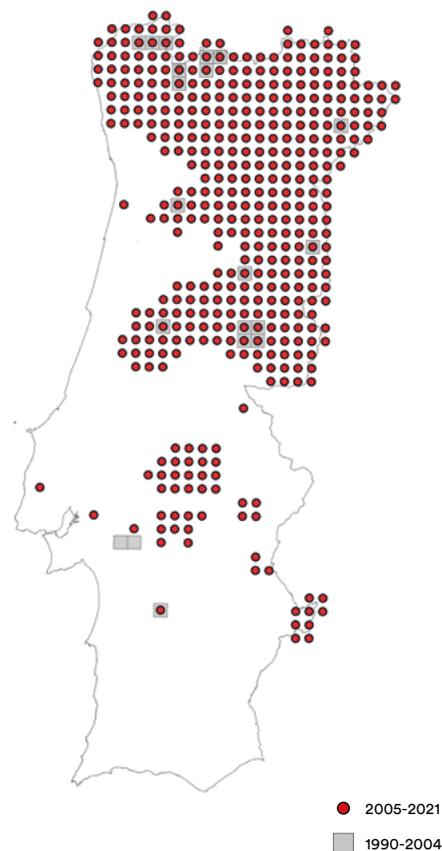
As ameaças à espécie, e à sua expansão, são de natureza humana, essencialmente involuntária, tais como acidentes rodoviários ou com canais de rega, turismo e atividades de natureza desordenada. Há ainda a considerar as de natureza sanitária, como os endoparasitas, e as relativas à mudança e alteração de habitat e modificação dos sistemas naturais. As atividades rurais, como o pastoreio extensivo, a gestão multifuncional da floresta e atividades associadas, a alteração do coberto vegetal e os incêndios rurais, constituem também ameaças à expansão do corço. A destruição e fragmentação do habitat, a ocorrência de cães assilvestrados, a par com as capturas ilegais, constituem outros fatores de pressão sobre a espécie.

Usos e comercialização

Espécie cinegética, sendo reportada anualmente a caça de cerca de 50 corços em Portugal. Esta é considerada uma atividade sustentável, com uma tendência para incrementar os níveis de captura, derivada de um maior número de zonas de caça a incluir esta espécie nos planos de gestão.

Medidas de Conservação

Como espécie florestal, beneficiará de uma gestão de habitats que inclua a recuperação de habitats através do fomento de florestas de folhosas e subcoberto arbustivo. Sendo uma espécie cinegética, impõe-se a implementação de planos de gestão cinegética sustentável, aliados a programas de monitorização populacional, genética e sanitária, com uma componente de combate ao furtivismo e valorização da espécie através da sensibilização e comunicação.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de corço *Capreolus capreolus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Torres RT, Santos J, Álvares F, Cortez JP & Monzón A (2023). *Capreolus capreolus* corço. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Capra pyrenaica (Schinz, 1838)

Cabra-montês

Taxonomia

Artiodactyla, Bovidae

Após a extinção da *C. p. lusitanica* no séc. XIX, a subespécie *C. p. victoriae* Cabrera, 1911 é, desde 1999, a subespécie que ocorre em Portugal.

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

QUASE AMEAÇADA – NT

Fundamentação: A espécie tem vindo a registar um aumento da sua área de distribuição e do seu número de efetivos, sem registo de flutuações extremas (Fonseca *et al.* 2017, Negrões *et al.* 2022). Contudo, ainda apresenta uma extensão de ocorrência (479 km²) e uma área de ocupação (180 km²) restritas, o que indicia que uma eventual ameaça pode produzir efeitos numa grande parte dos indivíduos que compõem a população. Em Espanha, segundo o Atlas e Livro Vermelho dos Mamíferos Terrestres de Espanha, a espécie é considerada Quase Ameaçada (NT, Cassinello & Acevedo 2007), contudo, a mais recente

avaliação da União Internacional para a Conservação da Natureza atribuiu à espécie o estatuto de Pouco Preocupante (LC, Herrero *et al.* 2021).

Distribuição

Global: Espécie endémica da Península Ibérica. Outrora representada por quatro subespécies, apenas duas subsistem atualmente, a *C. p. hispanica*, com distribuição generalizada pelo levante Peninsular, e a *C. p. victoriae*, com representação no centro-norte da Península Ibérica (Pérez *et al.* 2002).

Portugal: A única população nacional encontra-se circunscrita ao Parque Nacional da Peneda-Gerês e resultou da libertação e da fuga acidental de exemplares mantidos em cercados do lado espanhol (Moço *et al.* 2006). Extensão de Ocorrência estimada em 479 km² e Área de Ocupação de 180 km².

População e Tendência

População: Apresenta um comportamento gregário, formando, em regra, grupos unissexuais durante a maior parte do ano. Na época de reprodução, machos e fêmeas juntam-se em grupos mistos cuja dimensão é variável. A idade da maturidade sexual de machos e fêmeas varia espacialmente. Dependendo da sua condição física, podem começar a reproduzir-se entre 1,5 e os 3 anos de idade. A época de reprodução desenrola-se entre os finais de outono e os inícios do inverno. Geralmente, só nasce 1 cria por parto. Os partos gemelares podem ser mais ou menos comuns dependendo da disponibilidade de recursos (Fandos 1991). As relações de hierarquia estabelecidas entre machos, a disponibilidade de recursos e a presença ou ausência de predadores conduzem a uma variabilidade espacial no sistema social da espécie, sendo possível observar grupos mistos no período primaveril e/ou estival. A população não tem enfrentado flutuações extremas nem apresenta uma fragmentação severa. Estima-se que o efetivo populacional da espécie em território nacional não supere os 1000 indivíduos maduros (Fonseca *et al.* 2017, Negrões *et al.* 2022).

Tendência: Expansão.



Capra pyrenaica ©Francisco Álvares

Habitat e Ecologia

Ocorre em diferentes habitats, desde regiões montanhosas e rochosas, a áreas florestadas, matos mediterrânicos, pastagens naturais e artificiais. A seleção do habitat e a ecologia espacial da espécie é influenciada pela sazonalidade da área onde ocorre, e pelas relações bióticas e abióticas que estabelece. Apresenta uma dieta diversificada e espacialmente heterogénea, evidenciando uma elevada capacidade de adaptação aos recursos disponíveis sazonalmente (Acevedo & Cassinello 2009, Moço *et al.* 2014).

Fatores de Ameaça

A distribuição restrita da espécie a nível nacional indicia que uma eventual ameaça pode produzir efeitos numa grande parte dos indivíduos que compõem a população. A reduzida variabilidade genética, a competição e a possível hibridação com os seus congéneres domésticos (Alasaad *et al.* 2012, Moço *et al.* 2014), bem como o surgimento de doenças contagiosas (p. ex. sarna sarcóptica) são as ameaças que suscitam maior preocupação relativamente à gestão e conservação da população de cabra-montês em território nacional (León-Vizcaino *et al.* 1999, Carvalho *et al.* 2015). Não se conhece o real impacto que o furtivismo poderá ter no comportamento, densidade e estrutura populacional da espécie.

Medidas de Conservação

A padronização dos métodos de monitorização populacional, genética e sanitária é essencial. A monitorização populacional constitui um importante passo para a identificação dos fatores que regulam as populações silvestres, sejam eles de origem natural ou antrópica. Os contactos entre a cabra-montês e a cabra doméstica devem ser monitorizados no sentido de minimizar a competição por recursos, identificar possíveis casos de hibridação e prevenir a transmissão bidirecional de doenças infectocontagiosas. A predação por espécies silvestres ou assilvestradas deve, sempre que possível, ser contabilizada. A fiscalização é necessária para registar e dissuadir eventos de furtivismo, sobretudo direcionados à exploração e extração de animais troféu. A cooperação transfronteiriça na conservação e gestão da espécie é aconselhada.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de cabra-montês *Capra pyrenaica* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Carvalho J & Fonseca C (2023). *Capra pyrenaica* cabra-montês. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.





Espécies Não Avaliadas

Myotis alcaethoe von Helversen & Heller, 2001

Morcego-de-alcaethoe

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Myotis alcaethoe é um pequeno quiróptero que pertence ao mesmo complexo de espécies de *M. mystacinus*, espécie da qual só foi separado recentemente (von Helversen *et al.* 2001).

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

NÃO AVALIADO – NE

Fundamentação: A presença da espécie baseia-se no registo de apenas um indivíduo. Os dados disponíveis são insuficientes para fazer uma avaliação do seu risco de extinção. A especialização em habitats pouco disponíveis, impõe uma monitorização e avaliação continuadas para colmatar esta lacuna de conhecimento.

Distribuição

Global: Espécie descrita recentemente com base em indivíduos capturados na Grécia e também na Hungria (von Helversen *et al.* 2001). Parece distribuir-se de Portugal ao Cáucaso, e do sul de Itália ao sul da Escandinávia (Dietz *et al.* 2009, Budinski & López-Baucells 2022). Na Península Ibérica, *M. alcaethoe* só foi até agora encontrada nos sistemas montanhosos do norte, não havendo registos nas serras do Sistema Central Ibérico (Nogueras *et al.* 2013).

Portugal: Conhecida apenas numa localidade, no Parque Nacional de Peneda-Gerês (Rebelo *et al.* 2020). A distribuição conhecida em Espanha, e o registo único em Portugal, sugerem que a espécie tenha uma distribuição limitada às áreas montanhosas do extremo norte do país.

População e Tendência

População: Desconhecida em Portugal. No entanto, tendo em conta que a espécie tem uma distribuição global mal conhecida, e que depende de habitat muito escasso, a população no país é decerto muito reduzida. O tempo geracional está estimado em 5,8 anos (Pacifici *et al.* 2013).

Na maioria dos restantes países onde a espécie ocorre também é conhecida pela observação de indivíduos isolados, razão pela qual o estado das respetivas populações e tendências são desconhecidos em toda a sua área de distribuição (Dietz *et al.* 2009, Hutson & Paunović 2016).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Em Portugal, a espécie foi capturada numa zona de floresta madura e vegetação ripícola (Rebelo *et al.* 2020). Em Espanha, parece utilizar zonas de floresta de folhosas nativas maduras de montanha (Alcalde 2009, Hermida *et al.* 2013, Nogueras *et al.* 2013, Coronado *et al.* 2017), abrigando-se em cavidades, fendas ou sob a casca de diferentes espécies arbóreas (Coronado *et al.* 2017, Budinski & López-Baucells 2022). Árvores velhas e mesmo mortas são particularmente importantes como abrigo (Coronado *et al.* 2017). Forma colónias pequenas, com algumas dezenas de indivíduos (Dietz & Kiefer 2016, Budinski & López-Baucells 2022). Em França foi referido um abrigo de hibernação numa gruta (Maillard & Montfort 2005).



Myotis alcaethoe ©Paulo Barros

Caça em vegetação densa, frequentemente sobre água e ao longo de orlas de floresta e de ribeiras com margens densamente florestadas (Budinski & López-Baucells 2022), capturando uma diversidade de pequenos insetos como mariposas e mosquitos (Dietz & Kiefer 2016).

Fatores de Ameaça

Parece ser uma espécie fortemente dependente de florestas maduras, particularmente de áreas de floresta antiga com galerias ripícolas arbóreas bem estruturadas (Dietz *et al.* 2009, Coronado *et al.* 2017). Em Portugal a área de habitat adequado para a espécie, florestas maduras de folhosas em montanha, é extremamente reduzida. Consequentemente, qualquer fator que afete este habitat, como o corte ou fogos florestais, constitui uma ameaça séria para as suas populações. A remoção de árvores velhas e mortas prejudica grandemente a qualidade do seu habitat (Hutson & Paunović 2016).

Medidas de Conservação

Tratando-se de uma espécie muito pouco conhecida, é fundamental fomentar estudos dirigidos que permitam melhor conhecer a sua fenologia, ecologia e distribuição no país, de forma a avaliar a dimensão e tendência da sua população e identificar as principais ameaças. Tendo em conta que em Portugal as florestas maduras de folhosas de que a espécie necessita são hoje vestigiais, a preservação deste habitat torna-se um imperativo de conservação para a espécie. Com este intuito, será importante restaurar estes ecossistemas em áreas de montanha do norte de Portugal, especialmente quando integram corpos de água e ribeiras (Kyheröinen *et al.* 2019), impedindo a remoção de árvores velhas e mortas. As paisagens em que estes habitats estão integrados devem ser geridas para minimizar o risco de fogos florestais.



Legenda do Mapa

Ocorrência confirmada de morcego-de-alcaethoe *Myotis alcaethoe* em Portugal Continental entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A & Palmeirim JM (2023). *Myotis alcaethoe* morcego-de-alcaethoe. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Myotis crypticus Ruedi, Ibanez, Salicini, Juste and Puechmaille, 2019

Morcego-de-franja-críptico

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

NÃO AVALIADA – NE

Fundamentação: Espécie recentemente descrita com base em análises moleculares, pertencente ao complexo críptico *Myotis nattereri*, só distinguível de *M. escaleraei* por características morfológicas muito subtis (Juste *et al.* 2019). Em Portugal há registo de apenas um indivíduo desta espécie. A informação conhecida sobre a espécie é muito escassa.

Distribuição

Global: Os indivíduos identificados foram capturados nas áreas montanhosas do centro e norte de Espanha (Salicini *et al.* 2013), sul de França (Puechmaille *et al.* 2012), na Península Italiana (Galimberti *et al.* 2012), norte de Portugal (Gallego *et al.* 2020), provavelmente na Áustria (Mayer *et al.* 2007) e nos Alpes Franco-Suíços (Juste *et al.* 2019).

Portugal: Apenas um registo no Sítio de Importância Comunitária Alvão/Marão, no norte de Portugal, no outono de 2018 (Gallego *et al.* 2020). A Área de Ocupação estimada é inferior a 10 km², não sendo possível estimar a sua Extensão de Ocorrência.

População e Tendência

População: Não existe informação sobre a longevidade e tempo geracional, mas considera-se que não sejam muito diferentes do *M. nattereri*, 17,5 anos e 5,7 anos, respetivamente (Pacifi *et al.* 2013). Em Espanha, os nascimentos, de apenas 1 cria, ocorrem entre junho e julho (Barros P obs. pess.). O conhecimento de reprodução é limitado, contudo, foram já identificadas colónias com poucas dezenas de indivíduos, em estruturas humanizadas (Gillieron *et al.* 2015) e em cavidades de árvores (Mayer *et al.* 2007). O único registo em Portugal correspondeu a um macho, sexualmente ativo, e foi registado na época de acasalamento

(setembro), partilhando abrigo de aglomeração outonal com outras espécies, inclusive com *M. escaleraei*. Este registo isolado não permite estabelecer uma tendência populacional ou verificar a existência de um possível declínio, flutuações ou a existências de subpopulações.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Os dados ecológicos disponíveis até à data na Península Ibérica parecem apontar por uma associação às florestas densas de carvalhos (*Quercus pyrenaica*) e faias (*Fagus sylvatica*) de montanha, áreas de pastagem com árvores antigas, ainda que dispersas e pradarias subalpinas até 2000 m (Juste *et al.* 2019). Um estudo recente verificou que a dieta de *M. crypticus* é relativamente semelhante à de *M. escaleraei*, com o registo de lepidópteros, dípteros, aracnídeos e menor percentagem de hemípteros e coleópteros, sugerindo que captura presas na vegetação ou no solo (Juste *et al.* 2019, Novella-Fernandez *et al.* 2020). Abriga-se em cavidades de árvores, estruturas humanizadas e no período de hibernação pode ser encontrado



Myotis crypticus ©Paulo Barros

Myotis crypticus • Morcego-de-franja-críptico

em fendas de cavidades subterrâneas (Juste *et al.* 2019). Durante o outono reúne-se com outras espécies de *Myotis* que fazem parte do mesmo complexo de espécies (Gallego *et al.* 2020).

Fatores de Ameaça

Ao nível do habitat, destacam-se a desflorestação, fogos e o abate de árvores maduras em áreas florestais, reduzindo a disponibilidade de abrigo e limitando as áreas de caça como importantes fatores de ameaça à presença da espécie. Ao nível dos recursos tróficos a difusão de fitofármacos no solo e água irá afetar a abundância de presas, reduzindo as áreas de alimentação (Cabral *et al.* 2005). A mortalidade nas estradas pode constituir um fator de ameaça, atendendo ao tipo de voo desta espécie (Medinas *et al.* 2012). Cenários futuros de alterações climáticas sugerem que estas podem ser bastante severas para a espécie, uma vez que a sua área de distribuição conhecida está limitada à região do Mediterrâneo (Novella-Fernandez *et al.* 2020)

Medidas de Conservação

Dado o desconhecimento generalizado sobre a espécie, será indispensável colmatar as lacunas de conhecimento sobre a ecologia, comportamento, distribuição, ocorrência e tendências populacionais. Importa ainda compreender os mecanismos de coexistência com espécies semelhantes (*M. escaleraei* e *M. crypticus*) (Novella-Fernandez *et al.* 2020). Adicionalmente, considerando a relevância ecológica para a espécie das florestas densas e das áreas de pastagem com árvores maduras, ainda que dispersas, a correta gestão destas áreas constitui uma importante medida de conservação (Juste *et al.* 2019).



Legenda do Mapa

Ocorrência confirmada de morcego-de-franja-críptico *Myotis crypticus* em Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Duro V, Barros P & Faria S (2023). *Myotis crypticus* morcego- de-franja-críptico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Pipistrellus nathusii (Keyserling & Blasius, 1839)

Morcego-de-nathusius

Taxonomia

Chiroptera, Vespertilionidae

Ocorrência

Histórica/Indeterminada – Hist/Ind

Categoria

NÃO AVALIADO – NE

Fundamentação: A presença em Portugal carece de confirmação. Apesar de vários espécimes terem sido identificados como *P. nathusii* (Oliveira & Vieira 1896, Seabra 1910, Ayres 1914), a sua identificação foi posteriormente questionada por Seabra (1922) e mais tarde por Palmeirim (1990). Não foi observada desde então, apesar da intensificação do esforço de amostragem das últimas décadas.

Distribuição

Global: Tem uma distribuição alargada na Europa, desde o norte de Espanha (Flaquer *et al.* 2005) até ao Cáucaso, atingindo os 60°N na Escócia, Suécia, Finlândia e Rússia (Paunović & Juste 2016). Realiza sazonalmente migrações de longa-distância pelo que pode também ocorrer mais a sul, atingindo a Córsega, a Sicília e a região oeste da Turquia (Dietz *et al.* 2009).

Portugal: Indeterminada.

População e Tendência

População: População e tendência desconhecidas em Portugal. Na Europa central e Reino Unido, *P. nathusii* parece estar a aumentar em abundância e área de distribuição. Este padrão de expansão parece estar associado às alterações climáticas observadas na Europa à escala continental (Lundy *et al.* 2010) e ao alargamento das áreas urbanizadas no limite norte da área de distribuição desta espécie (Sachanowicz *et al.* 2019).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Forma colónias de maternidade com 20 a 200 fêmeas em cavidades de árvores, caixas-ninho e telhados com forro de madeira. Pode também abrigar-se em juntas de expansão e outras fissuras em pontes e fendas rochosas (Dietz *et al.* 2009). Em termos de habitat de alimentação, prefere zonas florestadas bem estruturadas com disponibilidade de corpos de água, onde se alimenta de insetos voadores (Flaquer *et al.* 2009, Krüger *et al.* 2014). Migrador de longa distância, pode percorrer até 2200 km (Alcalde *et al.* 2021). No final do verão os animais migram essencialmente para regiões a sudoeste, onde passam o inverno (Petersons 2004).

Fatores de Ameaça

A fragmentação das rotas migratórias e perda de abrigos em árvores cavernosas e em edifícios (Dietz *et al.* 2009), e a degradação da qualidade da água por poder induzir uma diminuição da disponibilidade de presas (Flaquer *et al.* 2009, Krüger *et al.* 2014, Paunović & Juste 2016), são os principais fatores de ameaça à presença e viabilidade das populações



Pipistrellus nathusii ©Evgeniy Yakhontov, Wikimedia Commons, CC BY-SA 3.0

Pipistrellus nathusii • Morcego-de-nathusius

Medidas de Conservação

Em Portugal, será fundamental aumentar o esforço de amostragem após o verão em habitats favoráveis à espécie para a confirmação da sua ocorrência no país.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rainho A (2023). *Pipistrellus nathusii* morcego-de-nathusius. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Arvicola scherman (Shaw, 1801)

Rato-dos-lameiros

Taxonomia

Rodentia, Cricetidae

Espécie referida como *Arvicola terrestris* (Linnaeus 1759) nas anteriores versões do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Porém, estudos indicam que a forma fossadora que ocorre no norte da Península Ibérica e Europa Central e Ocidental corresponde a uma espécie distinta, atualmente reconhecida como *A. scherman* (Shaw 1801) (Musser & Carleton 2005), denominação que é igualmente assumida pela UICN (Cassola 2016).

Ocorrência

Indeterminada – Ind

Categoria

NÃO AVALIADA – NE

Fundamentação: Presença confirmada há mais de 35 anos num único local no limite noroeste de Portugal (Ramalinho & Mathias 1988), não havendo registos recentes que permitam determinar o tipo de ocorrência em território nacional.



Arvicola scherman @Peter Trimming, Wikimedia Commons, CC BY-SA 2.0

Distribuição

Global: Apresenta uma distribuição fragmentada desde o norte da Península Ibérica, Europa central e ocidental, até à Roménia.

Portugal: A sua ocorrência foi confirmada unicamente em 1987 numa área localizada a 1380 m de altitude no Parque Natural de Montesinho (Ramalinho & Mathias 1988).

População e Tendência

As estimativas de densidades variam de 30-70 ind./ha a 1000 ind./ha nos Alpes, podendo ocorrer ciclos plurianuais de crescimento populacional, com densidades máximas a cada seis anos (Ventura 2007). Os machos são poligâmicos e o sistema social pode ser descrito como familiar (Ventura 2007, Somoano 2017). Nas populações da Astúrias a área ocupada por cada grupo familiar raramente excede 200 m², e é defendida tanto pelos machos como pelas fêmeas. A atividade reprodutora tende a diminuir no inverno, embora se mantenha relativamente elevada ao longo do ciclo anual, com cada fêmea a produzir até 6 ninhadas por ano, cada ninhada com 2 a 9 crias (Somoano 2017). A longevidade é de 2 anos (Ventura 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

As populações da Península Ibérica apresentam hábitos fossadores, construindo extensas galerias, constituídas por várias câmaras (Ventura 2007), em prados húmidos, pastagens e pomares. A dieta é herbívora e inclui bolbos, raízes e plantas (Ramalinho & Mathias 1988, Ventura 2007), normalmente consumidos no interior das suas galerias. A atividade circadiana é polifásica, com 6 fases de atividade e repouso em cada 24 horas (Somoano 2017). Na Alemanha e em Espanha (Cantábria e Astúrias) é considerada uma praga devido aos elevados prejuízos causados em pomares de maçãs, sobretudo devido aos danos nos troncos e raízes, que afetam irreversivelmente o sistema radicular das árvores (Somoano *et al.* 2016).

Fatores de Ameaça

A espécie é localmente alvo de ações de controlo nos países onde ocorre em maior abundância, não sendo, no entanto, de esperar que estas comprometam a viabilidade global das populações.

Medidas de Conservação

Dada a ausência de informação recente será imprescindível confirmar a sua ocorrência, distribuição e habitat preferencial em Portugal.

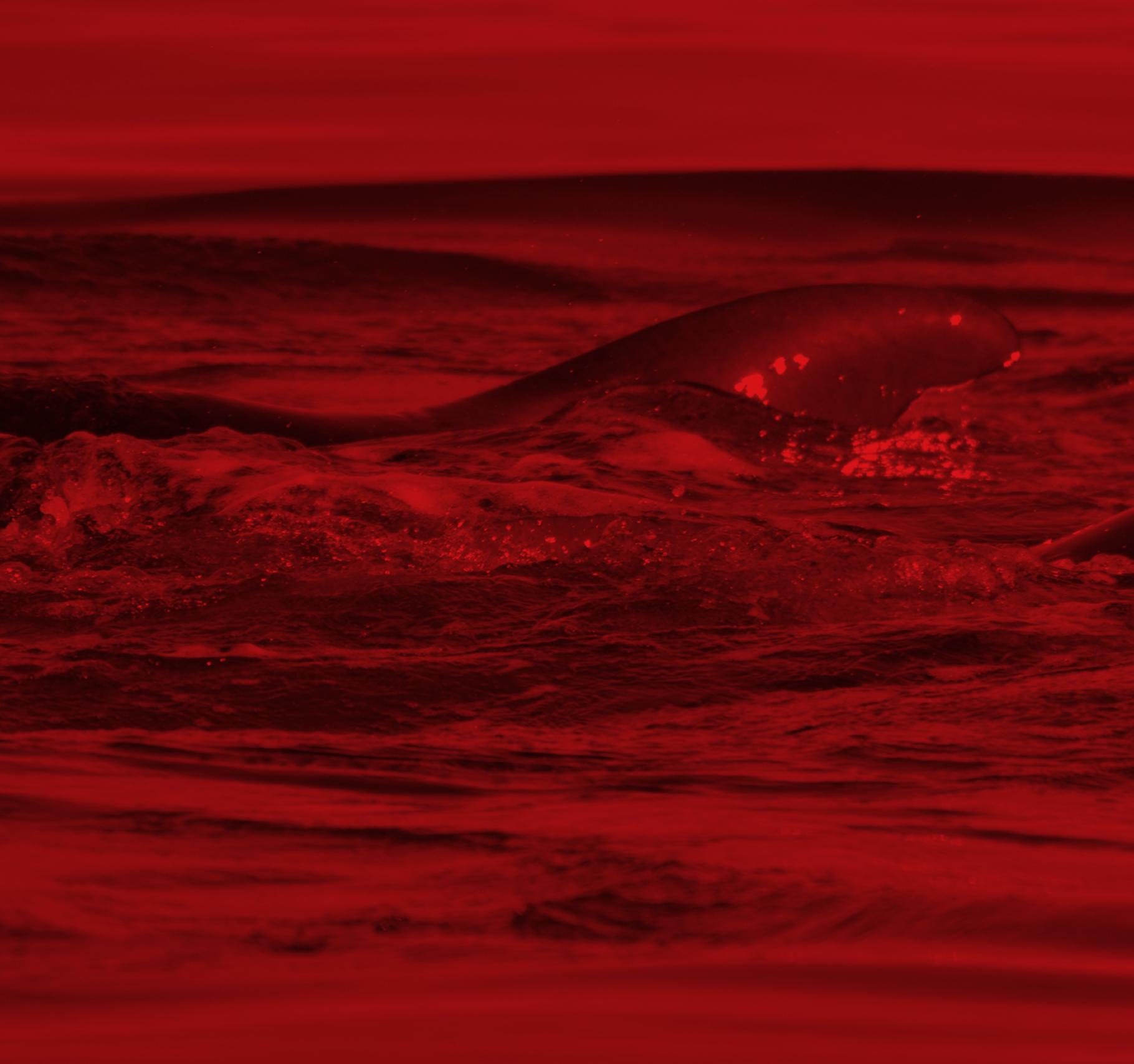


Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-dos-lameiros *Arvicola scherman* em Portugal Continental.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Vale-Gonçalves H & Santos S (2023). *Arvicola scherman* rato-dos-lameiros. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.





Espécies Ocasionais

Eubalaena glacialis (Müller, 1776)

Baleia-franca

Taxonomia

Cetacea, Balaenidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Restrita a águas temperadas do Hemisfério Norte entre os 20° e os 65° N, predominantemente no Atlântico Noroeste (Reid *et al.* 2003). No Atlântico Nordeste, a distribuição da baleia-franca foi descrita desde o Noroeste de África, Açores e Norte do Mediterrâneo até à Baía da Biscaia, Mar do Norte e Canal da Mancha, oeste da Irlanda, oeste e norte das Ilhas da Escócia, Noruega, Ilhas Faroé, Islândia e Svalbard (Reid *et al.* 2003).

Portugal: No sudoeste de Portugal existe um avistamento publicado de um par mãe-cria de baleia-franca em 1995 (Martin & Walker 1997). Não existem registos recentes.

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

A baleia-franca realiza migrações anuais entre áreas de alimentação a latitudes elevadas e áreas de acasalamento e reprodução a baixas latitudes (Kenney 2009). As áreas de reprodução conhecidas estão situadas em zonas costeiras de baixa profundidade ou baías, onde os nascimentos ocorrem no inverno (Winn *et al.* 1986, Kenney 2009).

A dieta baseia-se exclusivamente em zooplâncton, especialmente copépodes, krill, pterópodes ou em estádios larvares de cracas e outros crustáceos (Kenney 2009).

Fatores de Ameaça

Atualmente, o emalhamento em artes de pesca passivas foi identificado com uma das principais causas de mortalidade da baleia-franca (Knowlton *et al.* 2012). As colisões com embarcações são também uma ameaça importante a considerar (Thomas *et al.* 2016).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.

Eubalaena glacialis • Baleia-franca

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Eubalaena glacialis* baleia-franca. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Balaenoptera borealis (Lesson, 1828)

Baleia-sardinheira

Taxonomia

Cetartiodactyla, Balaenopteridae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Espécie amplamente distribuída no Atlântico Norte, Pacífico Norte e Hemisfério Sul, não havendo registos para a região norte do oceano Índico (ver Cooke 2018). No Atlântico Nordeste, a espécie está muito pouco representada (ver IUCN 2007). Nos Açores, a espécie é observada anualmente, principalmente na primavera e início do verão (Silva *et al.* 2014).

Portugal: Em Portugal Continental, existe um total de 13 registos (3 decorrentes de arrojamentos e 9 de observações no mar) (Sequeira *et al.* 1992, Ferreira *et al.* 2012, Rede Nacional de Arrojamentos, dados não publicados). As observações no mar foram no verão e a sul do Cabo Raso (Correia *et al.* 2019, Grilo *et al.* 2022).

População e tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Dados de seguimento por satélite de baleias-sardinheiras marcadas nos Açores, revelaram que os indivíduos fizeram movimentos a larga escala entre as zonas de invernada e as áreas de alimentação altamente produtivas no Mar de Labrador (Olsen *et al.* 2009), podendo existir um corredor de migração entre essas áreas de alimentação e áreas de invernada ao largo do Noroeste de África (Prieto *et al.* 2014).

Nos Açores, as baleias-sardinheiras são encontradas preferencialmente em águas com profundidades de 1500 m (Silva *et al.* 2014).

A dieta é principalmente composta por copépodes e eufasídeos, embora também inclua pequenos peixes pelágicos e lulas (Horwood 2009).

Fatores de Ameaça

A caça a esta espécie cessou no século 20, mas continuam a existir capturas ao abrigo de permissões especiais para investigação (Cooke 2018). Há relatos de colisões com embarcações (Cole *et al.* 2006, IWC 2021) mas a amplitude e impacto dessas ameaças são desconhecidos. Eventos resultantes do aumento de temperatura oceânica, como afloramentos de algas nocivas, podem contribuir para elevada mortalidade, prevendo-se que esta situação se possa tornar mais frequente (Häussermann *et al.* 2017).

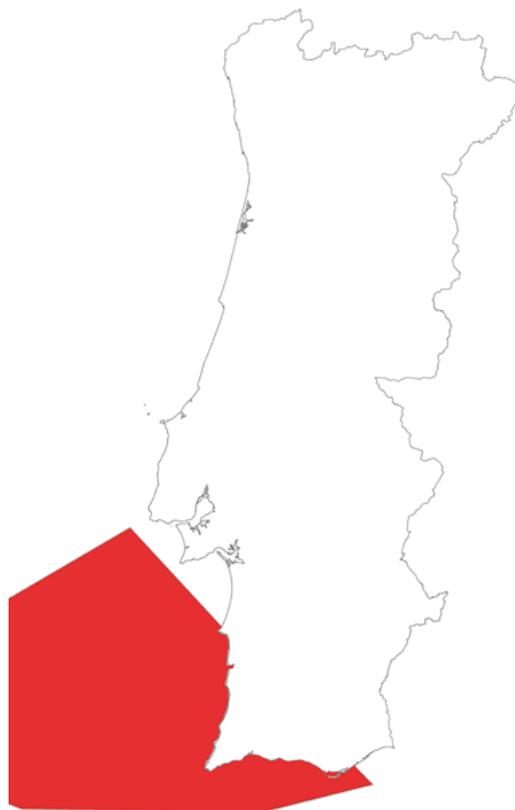
Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Balaenoptera borealis © Luis Afonso CETUS

***Balaenoptera borealis* • Baleia-sardineira**



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-sardineira *Balaenoptera borealis* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Balaenoptera borealis* baleia-sardineira. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Balaenoptera edeni (Lesson, 1828)

Baleia-de-bryde

Taxonomia

Cetacea, Balaenopteridae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Ocorre em águas tropicais e temperadas quentes, com temperaturas acima de 16,3° C, no Pacífico Norte e Sul, Índico e Atlântico Norte e Sul entre as latitudes 40° S e 40° N (Kato & Perrin 2009). Também presente no arquipélago da Madeira, entre junho e novembro (Alves *et al.* 2010), e ocasionalmente no arquipélago dos Açores (Steiner *et al.* 2008).

Portugal: Os únicos registos encontrados em Portugal Continental referem-se a um arrojamento em 2010 (Ferreira *et al.* 2012), por uma observação no mar em 2017 a Sudoeste do Cabo Raso e uma em 2020 a sul de Albufeira (Correia *et al.* 2019, Castro *et al.* 2021).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

A dieta consiste especialmente em pequenos peixes pelágicos que formam cardume tais como biqueirão (*Engraulis encrasicolus*), sardinha (*Sardina pilchardus*), cavalas (*Scomber* sp.) e arenque (*Clupea harengus*) (Kato & Perrin 2009).

Fatores de Ameaça

Existem vários registos de mortalidade provocada por emaranhamento no Atlântico Noroeste (Cole *et al.* 2006) e na África do Sul (Meÿer *et al.* 2011). Os registos de colisões com embarcações são raros (Laist *et al.* 2001, Jensen & Silber 2004) e a captura acidental em artes de pesca é também reportada ocasionalmente (Cooke & Brownell 2018).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Balaenoptera edeni © Oriol Ponce Torres

***Balaenoptera edeni* • Baleia-de-bryde**



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de baleia-de-bryde *Balaenoptera edeni* ao largo da costa de Portugal Continental entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Balaenoptera edeni* baleia-de-bryde. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Balaenoptera musculus (Linnaeus, 1758)

Baleia-azul

Taxonomia

Cetacea, Balaenopteridae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita, que ocorre em todos os oceanos (Quiroga 1996), separada em populações do Atlântico Norte, Pacífico Norte e Hemisfério Sul (Sears & Perrin 2009).

No Atlântico Nordeste, as observações a latitudes mais elevadas foram realizadas a norte de Svalbard e as mais a sul ao largo do Senegal e Cabo Verde (Rice 1998). Nos Açores esta espécie é vista com regularidade, especialmente na primavera e verão (Visser *et al.* 2011, Silva *et al.* 2014).

Portugal: Os registos em Portugal Continental correspondem a quatro ocorrências de caça nos anos 1933 e 1951 (Sanpera &

Aguilar 1992) e três observações no mar na costa Oeste em 2015 e 2019 (Correia *et al.* 2019, Sequeira M. *obs. pess.*).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

No Atlântico Norte pouco se sabe sobre padrões de migração e interconexões entre áreas de agregação (Reeves *et al.* 2004, Lesage *et al.* 2017).

Alimenta-se principalmente de eufasídeos, embora as espécies consumidas variem sazonalmente, espacialmente e entre indivíduos (Lesage *et al.* 2018).

Fatores de Ameaça

Os registos de colisões com embarcações, embora raros (Laist *et al.* 2001, Jensen & Silber 2004), constituem uma ameaça relevante para a sobrevivência e recuperação de algumas populações. Mckenna *et al.* (2015) verificaram que a capacidade das baleias-azuis para evitar os navios se limita a mergulhos lentos e não mostram capacidade de realizar movimentos horizontais de afastamento.

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Balaenoptera musculus ©Guilherme Estrela



Legenda do Mapa

Extensão de ocorrências confirmadas de baleia-azul *Balaenoptera musculus* ao largo da costa de Portugal Continental entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Balaenoptera musculus* baleia-azul. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Megaptera novaengliae (Borowski, 1781)

Baleia-de-bossa

Taxonomia

Cetacea, Balaenopteridae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita largamente distribuída em todos os oceanos desde os pólos até aos trópicos (Carwardine 1995). No verão distribuem-se pelo Atlântico Norte, nomeadamente, ao largo da Islândia, Noruega e Mar de Barents a Este, e Gronelândia, Terra Nova, Labrador, Golfo de São Lourenço e Golfo do Maine a Oeste (Fleming & Jackson 2011, Cooke 2018). No inverno, sabe-se que ocorrem nas Caraíbas e no arquipélago de Cabo Verde (Fleming & Jackson 2011, Wenzel *et al.* 2020).

Portugal: Existem observações no mar, tanto em zonas oceânicas como junto à costa e registos de animais arrojados mortos (Ferreira *et al.* 2016, Vingada & Eira 2018, Grilo *et al.* 2022).



Megaptera novaengliae ©Guilherme Estrela

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Realiza movimentos sazonais entre áreas de acasalamento e reprodução em águas costeiras tropicais e áreas de alimentação em águas frias e produtivas de latitudes elevadas. Os padrões de migração para as áreas de alimentação são pouco conhecidos, embora se considerem complexos (Wenzel *et al.* 2020). As principais áreas de alimentação no Atlântico Norte localizam-se entre 42-78°N (Fleming e Jackson 2011).

A baleia-de-bossa tem uma dieta generalista, alimentando-se de eufasídeos e peixes de cardume tais como arenque (*Clupea* sp.), capelím (*Mallotus villosus*), galeota (Ammodytidae) e cavala (*Scomber scombrus*) (Clapham 2009).

Fatores de Ameaça

As colisões com embarcações contribuem significativamente para o ferimento e mortalidade de baleias-de-bossa (Brown *et al.* 2019), sendo a segunda espécie mais reportada em eventos fatais de colisões com embarcações na costa leste dos Estados Unidos (van der Hoop *et al.* 2015), enquanto que na costa oeste a mortalidade provocada por colisão com embarcações excede o dobro do valor do potencial de remoção biológica (Rockwood *et al.* 2017).

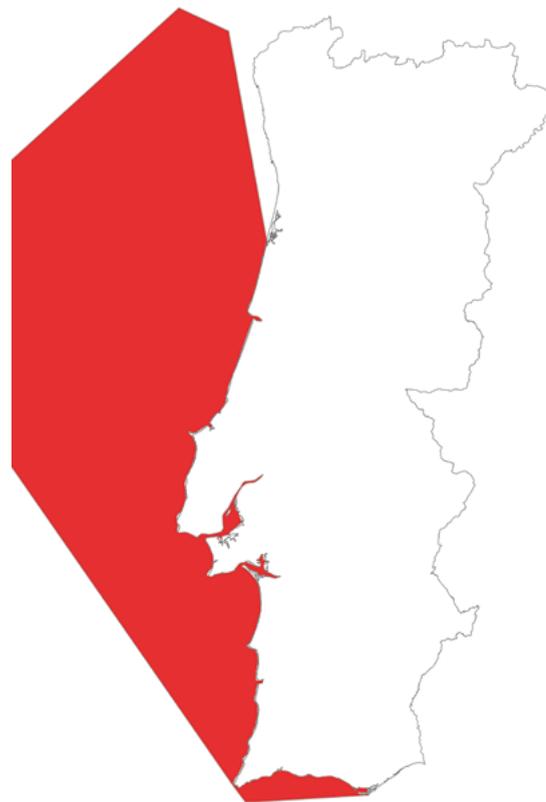
O mascaramento acústico resultante do ruído de tráfego marítimo pode afetar a capacidade de comunicação com os conspecificos (Romagosa *et al.* 2020), e alterar o comportamento alimentar, com impacto na eficácia e tempo despendido na procura de alimento (Blair *et al.* 2016).

As baleias-de-bossa são também suscetíveis à captura acidental em artes de pesca mas os valores observados são relativamente baixos (Carretta *et al.* 2019) e ao emaranhamento (Basran *et al.* 2019).

Megaptera novaengliae • Baleia-de-bossa

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-de-bossa *Megaptera novaengliae* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Megaptera novaengliae* baleia-de-bossa. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Globicephala macrorhynchus (Gray, 1846)

Baleia-piloto-tropical

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Ocorrem em águas temperadas quentes e tropicais de todos os oceanos entre os 50° N e 40° S. Existe alguma sobreposição entre a distribuição desta espécie e a baleia-piloto (*Globicephala melas*) (Olson 2018).

Portugal: Os registos desta espécie resultam quase exclusivamente de dados de arrojamentos (Ferreira *et al.* 2016, Ângelo 2020) e avistamentos esporádicos fora da plataforma continental (Miyazaki & Amano 1991, Maughan & Arnold 2010).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Habita normalmente em águas profundas ao longo da plataforma continental externa ou talude continental (Olson 2018). Embora tenham sido documentadas populações residentes ou semi-residentes (Alves *et al.* 2015, Van Cise *et al.* 2017), a espécie é geralmente nómada (Olson 2018) e aparenta preferir águas mais quentes do que a baleia-piloto (Minton *et al.* 2018). Alimenta-se em profundidade essencialmente de cefalópodes e peixes (Mintzer *et al.* 2008).

Fatores de Ameaça

Os principais fatores de ameaça a nível global são a caça, a captura accidental, o ruído subaquático e a poluição (Carretta *et al.* 2017, Hayes *et al.* 2017, Minton *et al.* 2018, Stepanuk *et al.* 2018). A baleia-piloto-tropical poderá ser vulnerável a sons de

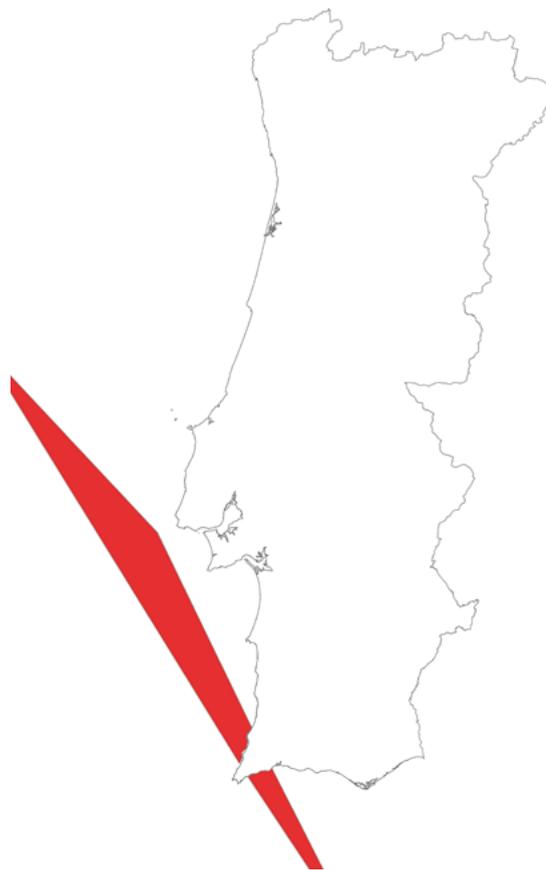
origem antropogénica, como os gerados por sonares navais e prospeções sísmicas (Cox *et al.* 2006, Weir 2008). Esta espécie também é vulnerável à bioacumulação de contaminantes, como metais pesados e organoclorados, o que pode ter impactos a longo prazo sobre a saúde e reprodução (Minton *et al.* 2018).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional.



Globicephala macrorhynchus ©Oriol Ponce Torres



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de baleia-piloto-tropical *Globicephala macrorhynchus* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Globicephala macrorhynchus* baleia-piloto-tropical. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Lagenodelphis hosei (Fraser, 1956)

Golfinho-de-fraser

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Espécie tropical distribuída entre os 30°N e 30°S (Louella & Dolar 2009). Ocorre em águas profundas dos oceanos Índico, Pacífico e Atlântico, em geral em baixas densidades (Kiszka & Braulik 2018). Os arrojamentos registados em águas temperadas (Sudeste da Austrália, França, Reino Unido, Argentina e Uruguai) são considerados não usuais e provavelmente resultam de eventos oceanográficos temporários (Louella & Dolar 2009, Kiszka & Braulik 2018).

Portugal: Os registos conhecidos resultam de dados de arrojamentos (Ferreira *et al.* 2016) cuja identificação da espécie, para além da análise da morfologia do crânio, foi corroborada por identificação genética (Ferreira M *obs. pess.*).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Espécie oceânica exceto nas áreas em que a plataforma continental é estreita e são atingidas grandes profundidades perto da costa (Louella & Dolar 2009).

Fatores de Ameaça

Os fatores de ameaça conhecidos são a captura intencional para consumo e para isco, bem como a captura acidental em diferentes artes de pesca (cerco, redes de emalhar, redes de deriva e armadilhas) e redes de proteção de tubarões (Louella & Dolar 2009).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional.

Lagenodelphis hosei • Golfinho-de-fraser

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Lagenodelphis hosei* golfinho-de-fraser. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Lagenorhynchus acutus (Gray, 1828)

Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Espécie endêmica do Atlântico Norte, distribuída pela plataforma continental, talude e águas de maior profundidade de zonas temperadas frias e subpolares (Cipriano 2018). A área de distribuição inclui, a este, o Reino Unido, norte de França, costas Norte da Escandinávia, e, a oeste, as costas da Nova Escócia, Terra Nova e Labrador (Braulik 2019).

Portugal: O primeiro registo desta espécie ocorreu em 1998 a Sudoeste de Cascais na zona de talude (Maughan & Arnold 2010). Em campanhas de censos de cetáceos foi efetuado um registo a norte de Aveiro (Vingada & Eira 2018).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Utilizam preferencialmente a plataforma continental e talude de águas temperadas e subpolares mas podem ocorrer em águas oceânicas do Atlântico (Braulik 2019).

A dieta é dominada por peixes que ocorrem na plataforma continental, sendo os gadiformes o grupo taxonómico mais importante, onde espécies como fanecas (*Trisopterus* sp.), verdinho (*Micromesistius poutassou*) e badejo (*Merlangius merlangus*) são predominantes (Hernandez-Milian *et al.* 2016).

Fatores de Ameaça

No âmbito dos fatores de ameaça, a captura acidental está descrita como relevante em várias regiões, designadamente na atividade pesqueira que envolve arrasto pelágico e de fundo, redes de deriva e de emalhar (Couperus 1997, Morizur *et al.* 1999, Stenson *et al.* 2011, Lyssikatos 2015, Cipriano 2018, Hayes *et al.* 2019).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional.

Lagenorhynchus acutus • Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico *Lagenorhynchus acutus* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Lagenorhynchus acutus* golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Lagenorhynchus albirostris (Gray, 1846)

Golfinho-de-bico-branco

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Endêmico nas águas temperadas e subárticas do Atlântico Norte. A distribuição tem como limite norte o sul da Gronelândia e o Mar Branco e como limite sul o cabo Cod e o estreito de Gibraltar. Ocorre em maior densidade na plataforma do Labrador (incluindo o sudoeste da Gronelândia), nas águas da Islândia, ao redor da Escócia e na pequena plataforma ao longo da costa norueguesa (estendendo para norte até ao Mar Branco) (Kinze 2018).

Portugal: Existem dois registos de golfinho-de-bico-branco provenientes de observações em mar durante campanhas de censos de cetáceos (2010-2015) (Vingada & Eira 2018).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Habita a plataforma continental, o talude e principalmente águas com menos de 200 metros de profundidade (Kinze 2018). Foram reportados grupos numerosos em águas profundas (300-1000 m) no oeste da Gronelândia (Hansen & Heide-Jørgensen 2013). A sua dieta inclui peixes pelágicos e demersais, cefalópodes e crustáceos (Reeves *et al.* 1999). As espécies mais consumidas são badejo (*Merlangius merlangus*), arinca (*Melanogrammus aeglefinus*) e bacalhau-do-atlântico (*Gadus morhua*) (Canning *et al.* 2008, Jansen *et al.* 2010).

Fatores de Ameaça

A captura acidental (Dong *et al.* 1996, Reeves *et al.* 1999) e capturas oportunistas (Kinze 2018) são consideradas relevantes fatores de ameaça.

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional.



Legenda do Mapa

Ocorrência confirmada de golfinho-de-bico-branco *Lagenorhynchus albirostris* em Portugal Continental no período entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Lagenorhynchus albirostris* golfinho-de-bico-branco. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Pseudorca crassidens (Owen, 1846)

Falsa-orca

Taxonomia

Cetacea, Delphinidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Espécie cosmopolita, mas pouco abundante que habita em águas tropicais, subtropicais e temperadas quentes do Oceano Atlântico, Pacífico e Índico (Stacey *et al.* 1994, Baird 2018).

Portugal: Em Portugal Continental, os registos correspondem a avistamentos (Boisseau 2014, Correia *et al.* 2019) e dois arrojamentos (Nobre 1935, Sequeira *et al.* 1996).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Normalmente encontrada em habitats pelágicos de águas profundas, embora também seja observada junto a zonas mais costeiras em redor de ilhas (Baird *et al.* 2008, Baird 2009). Alimenta-se de uma elevada variedade de peixe e cefalópodes, e há registos de predação de outros mamíferos marinhos (Baird 2009). Nos Açores, a espécie foi observada a alimentar-se de atuns (*Thunnus* sp.), apara-lápis (*Macroramphosus scolopax*), taínhas (Mugilidae), doirados (*Coryphaena* sp.) e cherne (*Polyprion americanus*) (Steiner *et al.* 2019).

Fatores de Ameaça

Os principais fatores de ameaça a nível global são a captura acidental em artes de pesca (Baird 2018), nomeadamente em palangres (Hernandez-Milian *et al.* 2008, Anderson *et al.* 2020), a captura direcionada (Baird 2009) e a contaminação por poluentes orgânicos persistentes (Kratofil *et al.* 2020).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional.



Pseudorca crassidens ©Guilherme Estrela



Legenda do Mapa

Extensão da ocorrência confirmada de falsa-orca *Pseudorca crassidens* ao largo da costa de Portugal Continental no período entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Pseudorca crassidens* falsa-orca. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Kogia sima (Owen, 1866)

Cachalote-anão

Taxonomia

Cetacea, Physeteridae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Distribuição insuficientemente conhecida, mas que compreende as águas temperadas e tropicais dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico entre os paralelos 45° S e 45° N (Kiszka & Braulik 2020).

Portugal: Os avistamentos do género *Kogia* em Portugal, ocorrem em número reduzido e maioritariamente fora da batimétrica dos 200 m (Vingada & Eira 2018). Os registos conhecidos de *K. sima* resultam de dados de três arrojamentos na região do Algarve (Sousa 2010, Carvalho 2018).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Ocorre na plataforma e talude continental, bem como em águas oceânicas profundas (Kiszka & Braulik 2020).

A informação conhecida sobre a dieta sugere que a espécie se alimenta essencialmente de pequenos cefalópodes, em especial das famílias Histoteuthidae, Cranchiidae e Ommastrephidae (Willis & Baird 1998, Staudinger *et al.* 2014, Kiszka & Braulik 2020).

Fatores de Ameaça

A captura intencional e acidental está descrita em várias regiões como uma ameaça potencial (Plön 2004, McAlpine 2018), bem como a colisão com navios (Carrillo & Ritter 2010). A espécie também é afetada pela ingestão de plástico, poluição acústica e poluição por organoclorados (Plön 2004, McAlpine 2018).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como transposição e regulamentação decorrente de legislação internacional.

Kogia sima • Cachalote-anão

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Kogia sima* cachalote-anão. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Mesoplodon europaeus (Gervais, 1817)

Baleia-de-bico-de-gervais

Taxonomia

Cetacea, Ziphiidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Habita águas tropicais e temperadas quentes do Oceano Atlântico. Existem registos acústicos desta espécie no Atlântico Este, desde a Irlanda à Namíbia (Mead 1989, Moore *et al.* 2004, MacLeod *et al.* 2006, Wojtek & Norman 2014), e no Atlântico Oeste em Norfolk Canyon ao largo do estado da Virgínia nos Estados Unidos da América (Stanistreet *et al.* 2017). Existem ainda registos de arrojamentos no Atlântico Oeste, desde a Baía do Cabo Cod (Waring *et al.* 2009) até ao Brasil (Oliveira Santos *et al.* 2003, Martins *et al.* 2004).

Portugal: Distribuição não conhecida. Existem registos de apenas dois arrojamentos na costa continental portuguesa nos anos 80 e 90 (Sequeira *et al.* 1992, 1996).

População e Tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Espécie endémica do Oceano Atlântico, onde habita em águas profundas, no limite da plataforma continental, e em zonas mais oceânicas em águas tropicais e temperadas quentes (Norman & Mead 2001, Stanistreet *et al.* 2017, McLellan *et al.* 2018).

Fatores de Ameaça

Entre os fatores de ameaça já foi reportada a ingestão de lixo marinho (Walker & Coe 1990, Waring *et al.* 2004, Fernández *et al.* 2009, Puig-Lozano *et al.* 2018) e efeitos imputáveis ao ruído antropogénico (Pitman & Brownel 2020).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.

Foram designadas áreas marinhas protegidas que, apesar de não específicas para a baleia-de-bico-de-gervais, são dedicadas à proteção de cetáceos: Sítio Banco Gorringe (PTCON0062) (Resolução Conselho de Ministros n.º 59/2015).

Mesoplodon europaeus • Baleia-de-bico-de-gervais

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Sá S, Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Mesoplodon europaeus* baleia-de-bico-de-gervais. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Halichoerus grypus (Fabricius, 1791)

Foca-cinzenta

Taxonomia

Carnivora, Phocidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Amplamente distribuída na plataforma continental do Atlântico Norte desde as regiões temperadas até ao subártico (Bowen 2016). No Atlântico Nordeste ocorre desde a Islândia até ao norte de França (a sul) e até à Noruega e Península Kola (a norte) (ver Haug *et al.* 2007). No Atlântico Noroeste distribui-se desde a ponta norte do Labrador até ao nordeste dos Estados Unidos da América (Lesage & Hammill 2001). No Mar Báltico ocorre na Suécia, Finlândia e Estónia (Harding & Härkönen 1999, Karlsson *et al.* 2005).

Portugal: Em Portugal Continental, existem 30 registos de foca-cinzenta, dos quais nove são anteriores ao ano 2000,

e 21 ocorreram entre o ano 2000 e 2021. As ocorrências mais recentes (desde 2000) dizem respeito quase exclusivamente a animais juvenis arrojados e resgatados durante o inverno, e enviados para centros de recuperação de fauna (Teixeira 1979, Sequeira *et al.* 1992, 1996, Ferreira *et al.* 2012, 2016, CRAM 2019, Ferreira & Eira 2020, 2021).

População e tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

A foca-cinzenta tem uma dieta predominantemente piscívora, incluindo as presas mais importantes uma ou mais espécies altamente energéticas tais como capelim (*Mallotus villosus*), galeotas (*Ammodytes* sp.), arenque (*Clupea harengus*), ou sarda (*Scomber scombrus*) bem como gadídeos e peixes planos (Hammill *et al.* 2007, Haug *et al.* 2007, Gosh *et al.* 2014).

Fatores de Ameaça

Ao longo do tempo, bem como no presente em alguns países, a foca-cinzenta foi capturada para subsistência nas zonas costeiras dentro da sua área de distribuição (Bowen 2016, NAMMCO 2020). Em alguns países a espécie está sujeita a medidas de controlo populacional para reduzir o seu impacto em pescarias costeiras economicamente importantes, como é o caso do salmão (Bowen 2016).

A captura accidental em artes de pesca foi já reportada em praticamente todas as zonas de ocorrência (Vincent *et al.* 2005, Vanhatalo *et al.* 2014, Bjørge *et al.* 2016, Bowen 2016, Murray *et al.* 2021). Adicionalmente, o enredamento em artes de pesca descartadas no mar ou em outros tipos de lixo marinho é um problema crescente com implicações na saúde e bem-estar (Allen *et al.* 2012).

Outras ameaças incluem a contaminação por poluentes orgânicos e metais pesados provenientes de indústrias e da agricultura (ver Bowen 2016).



Halichoerus grypus ©Diogo Oliveira

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de foca-cinzenta *Halichoerus grypus* ao longo da costa de Portugal Continental entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López, A & Sequeira M (2023). *Halichoerus grypus* foca-cinzenta. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Phoca vitulina (Linnaeus, 1758)

Foca-comum

Taxonomia

Carnivora, Phocidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Amplamente distribuída pelas águas costeiras do hemisfério norte desde as regiões temperadas até às polares ao longo da costa oeste e este do Atlântico (dos 30° aos 78,5° N) e no Pacífico (dos 28° aos 61,2° N) (Rice 1998). No Atlântico Nordeste distribui-se desde o norte de França até Svalbard e no Atlântico Central ao longo da Islândia e Gronelândia. No Atlântico Noroeste ocorre desde Nova Jérnia (Estados Unidos da América) até à Ilha de Baffin (Canadá) incluindo a Baía de Hudson e Bacia de Foxe (Burns 2009).

Portugal: Em Portugal Continental, existem nove registos, dos quais seis são anteriores ao ano 2000 e três ocorreram entre o ano 2000 e 2014 (Teixeira 1979, Avella *et al.* 1993, Sequeira *et al.* 1996, Ferreira *et al.* 2016, ICNF dados não publicados).

População e tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Utiliza uma grande diversidade de habitats que incluem baías, lagos, estuários, habitats intertidais, e gelo marítimo (Burns 2009, Vincent *et al.* 2010, Merkel *et al.* 2013, Rosing-Asvid *et al.* 2020, Womble *et al.* 2021).

É considerada uma espécie não-migratória que apresenta uma forte fidelidade às zonas de descanso e reprodução (Bjørge *et al.* 2010), onde se verifica segregação sexual e etária (Reder *et al.* 2003, Thompson 1989). A dispersão de juvenis e emigração leva ao estabelecimento de novas áreas de descanso e reprodução (Bjørge *et al.* 2002).

Tem uma dieta oportunista, que varia entre populações, locais e épocas do ano (Hauser *et al.* 2008, Burns 2009). Dentro das espécies consumidas destacam-se as galeotas (Ammodytidae), fanecas (*Trisopterus* sp.), escamudo (*Pollachius virens*), arenque (*Clupea harengus*), bacalhau-do-atlântico (*Gagus morhua*), taínhas (Mugilidae) e peixes planos (Kavanaugh *et al.* 2010, Spitz *et al.* 2010).

Fatores de Ameaça

A espécie é capturada para fins de uso tradicional e é alvo de caça nalguns países (Lowry 2016, NAMMCO 2021).

A captura acidental foi identificada na Noruega (Bjørge *et al.* 2002), Japão (Kobayashi *et al.* 2014), Irlanda (Cosgrove *et al.* 2016) e Estados Unidos da América (Johston *et al.* 2015).

Em algumas áreas, a captura acidental em redes de emalhar é um fator importante de mortalidade (Bjørge *et al.* 2002, Kobayashi *et al.* 2014).

Em alguns locais, surtos de esgana devido ao vírus PDV (*phocine distemper virus*) e surtos de gripe A, levaram a uma redução significativa da população (ver Bjørge *et al.* 2010, Siebert *et al.* 2010). A utilização de áreas costeiras, conduz à sua exposição a animais terrestres (carnívoros selvagens, animais domésticos e silvestres), aumentando o risco de contágio a zoonoses (Lowry 2016). Outras ameaças incluem a contaminação por poluentes orgânicos e metais pesados resultantes da indústria e agricultura (ver Lowry 2016).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de foca-comum *Phoca vitulina* ao longo da costa de Portugal Continental entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Phoca vitulina* foca-comum. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Erignathus barbatus (Erxleben, 1777)

Foca-barbuda-do-atlântico

Taxonomia

Carnivora, Phocidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Distribuição circumpolar irregular que inclui águas relativamente pouco profundas da plataforma continental da Bacia do Ártico e mares adjacentes (Kovacs 2009, 2016). Foram registados animais errantes no Atlântico Nordeste, no limite sul até Portugal (Ray *et al.* 1982, van Bree 2000), no Atlântico Noroeste no Golfo de São Lourenço e Cabo Cod (Gosselin & Boily 1994) e no Pacífico Norte na China e Japão (Rice 1998).

Portugal: Existe apenas um único registo de foca-barbuda, um exemplar que foi capturado em 1975 na Figueira da Foz (Ray *et al.* 1982).

População e tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

A foca-barbuda habita os mares sazonalmente cobertos por gelo do hemisfério norte, onde ocorre o parto e a amamentação das crias.

Alimentam-se principalmente de organismos bentónicos de diferentes tipos tais como bivalves, camarões, caranguejos, cefalópodes e peixes, em zonas costeiras pouco profundas (Kovacs 2009). A dieta também pode incluir peixes pelágicos (Cameron *et al.* 2010).

Fatores de Ameaça

A espécie é capturada para subsistência pelos povos indígenas do Ártico (Kovacs 2016) e é alvo de caça desportiva em alguns países (NAMMCO 2020).

O aquecimento global está a causar reduções significativas da extensão e tempo da cobertura de gelo do mar no Ártico, o que constitui uma ameaça para muitas espécies de mamíferos marinhos associados ao gelo (Kovacs 2016). As focas-barbudas, que dependem do gelo para o nascimento e a amamentação das crias, mudança da pelagem, e como áreas de descanso e acesso a zonas de alimentação, podem ser particularmente vulneráveis a essas alterações (Lairdre *et al.* 2008, Cameron *et al.* 2010).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.

Erignathus barbatus • Foca-barbuda-do-atlântico

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López, A. & Sequeira M (2023). *Erignathus barbatus* Foca-barbuda-do-atlântico. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Cystophora cristata (Erxleben, 1777)

Foca-de-crista

Taxonomia

Carnivora, Phocidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Ocorre no Atlântico Norte a latitudes elevadas sendo que, sazonalmente, estende a sua distribuição até ao oceano Ártico (Kovacs 2016).

Portugal: Em Portugal Continental, existem 15 registos de foca-de-crista dos quais oito são anteriores a 2000 e sete ocorreram no período entre 2000 e 2006, não tendo havido ocorrências mais recentes (Sequeira *et al.* 1992, Ferreira *et al.* 2012, Rede Nacional de Arrojamentos, dados não publicados).

População e tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

As focas-de-crista passam a maior parte do ano associadas a bancos de gelo marinho, se bem que possam fazer incursões de várias semanas em ambientes pelágicos (Kovacs 2016).

Andersen *et al.* (2013) e Vacquie-Garcia *et al.* (2017) verificaram que os machos, fêmeas e juvenis selecionam o habitat de forma distinta, embora em geral todos prefiram áreas com topografia complexa que oferecem condições de alimentação favoráveis.

As crias iniciam a alimentação sólida dias depois do nascimento, sendo que no início se alimentam quase exclusivamente de crustáceos (Haug *et al.* 2000).

A espécie alimenta-se de uma variedade de peixes de profundidade, peixes-vermelhos e lulas (Ross 1992, Hauksson e Boagson 1997, Haug *et al.* 2007, Kovacs 2016).

Fatores de Ameaça

A espécie foi capturada durante milhares de anos por povos indígenas do Canadá Ártico, Terra Nova e Labrador e Gronelândia, sendo atualmente caçada na Gronelândia, Noruega e Canadá (NAMMCO 2021). Dentro das possíveis ameaças destacam-se a acumulação de compostos orgânicos (Villanger *et al.* 2013) e a redução da extensão e tempo da cobertura de gelo do Ártico, visto que a espécie depende das áreas cobertas de gelo para o nascimento e amamentação das crias, a mudança da pelagem, e para descanso e acesso a zonas de alimentação (Lairdre *et al.* 2008, Stenson & Hammil 2014).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.

Cystophora cristata • Foca-de-crista



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de foca-de-crista *Cystophora cristata* ao longo da costa de Portugal Continental entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Cystophora cristata* foca-de-crista. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Pusa hispida (Schreber, 1775)

Foca-anelada

Taxonomia

Carnivora, Phocidae

Ocorrência

Ocasional – Ocas

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Distribuição

Global: Distribuição circumpolar ao longo da Bacia do Ártico e maioria dos mares adjacentes (Rice 1998), ocorrendo também no Polo Norte (Hammill 2009). Foram registados animais errantes no Atlântico Nordeste, no limite sul até Portugal (Teixeira 1979, Sequeira *et al.* 1996) e no Atlântico Noroeste na Nova Jérсия, Estados Unidos da América (Lowry 2016).

Portugal: Em Portugal Continental, existem dois registos de arrojamentos de foca-anelada. O primeiro ocorreu em 1967 em Tróia (Grândola) (Teixeira 1979) e o segundo em 1991 na Póvoa de Varzim (Sequeira *et al.* 1996).

População e tendência

Não há dados que permitam conhecer a dimensão e tendência populacional.

Habitat e Ecologia

Espécie extremamente associada às calotes de gelo, dependendo do gelo para descanso, muda e reprodução (Vacquie-Garcia *et al.* 2021).

São predadores oportunistas e alimentam-se de uma variedade de peixe, crustáceos e cefalópodes (NAMMCO 2021). As presas mais consumidas são bacalhau-polar (*Boreogadus saida*), peixes-vermelhos (*Sebastes* sp.), arenque (*Clupea harengus*) e capelím (*Mallotus villosus*) (Labansen *et al.* 2011, Quakenbush *et al.* 2011, Bengtsson *et al.* 2020). O consumo de invertebrados é predominante nos juvenis.

Fatores de Ameaça

Como possíveis ameaças destacam-se a captura intencional para subsistência (alimento e pele) pelos povos indígenas do Alasca, Canadá, Gronelândia e Rússia, a caça desportiva na Noruega (NAMMCO 2021), a acumulação de compostos orgânicos (Lowry 2016) e a captura acidental em artes de pesca (Härkönen *et al.* 1998, ECOS 2007, Jounela *et al.* 2019, Trukhanova *et al.* 2021). O degelo, especialmente a redução da extensão e do tempo de permanência da cobertura de gelo do Ártico, foram já identificados como uma pressão, levando ao declínio da reprodução e sobrevivência das crias (Ferguson *et al.* 2005, Stirling 2005, Lindsay *et al.* 2021).

Medidas de Conservação

Em Portugal Continental vigora legislação específica nacional de proteção de mamíferos marinhos, bem como a transposição e regulamentação de legislação internacional.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de foca-anelada *Pusa hispida* ao longo da costa de Portugal Continental entre 1990 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Ferreira M, Eira C, López A & Sequeira M (2023). *Pusa hispida* foca-anelada. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.





Espécies Não Indígenas

Rattus rattus (Linnaeus, 1758)

Rato-preto, Ratazana-preta

Taxonomia

Rodentia, Muridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Fundamentação: Espécie não-indígena

Distribuição

Global: Distribuição global (apenas ausente nos ambientes árticos e antárticos), muito associada à presença humana.

Portugal: Encontrada em Portugal pelo menos desde o séc. XIII (Morales & Rodríguez 1997), provavelmente introduzida ainda durante o império Romano, através do transporte marítimo de cereais. Pode ser encontrada em todo o território, incluindo os arquipélagos dos Açores e Madeira. Como resultado de ações de conservação, a espécie foi recentemente erradicada do arquipélago das Berlengas.

População e Tendência

População: Em ambientes silvestres as populações raramente atingem números elevados, sendo considerada em regressão em algumas áreas (Pita *et al.* 2021). Em ambientes que confirmam boas condições de alimentação e abrigo, como explorações agrícolas e pecuárias, e em áreas urbanas, pode atingir densidades elevadas, em particular na ausência da ratazana-castanha (*Rattus norvegicus*) (Moreira & Naumann-Etiénne 1987). Pode ser bastante abundante em ambientes costeiros. Vive em grupos familiares com cerca de 20-30 indivíduos, dependendo das condições ambientais (Moreira & Naumann-Etiénne 1987).

A reprodução ocorre durante todo o ano com picos na primavera. O tempo geracional é de cerca de 18 meses (Pacifci *et al.* 2013)

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Pode ser encontrada numa grande diversidade de habitats, com exceção de zonas muito húmidas sem vegetação arbórea. Prefere locais com abrigos naturais como muros, palheiros e matagais com vegetação densa. Em zonas florestais, prefere floresta mista e raramente ocorre em monoculturas como pinheiro ou eucalipto. Na ausência de *R. norvegicus* pode colonizar zonas mais humanizadas como explorações agrícolas e pecuárias. É considerada uma boa trepadora tendo tendência a explorar nichos mais verticais do que *R. norvegicus* (Foster *et al.* 2011).

Tem uma dieta omnívora, principalmente à base de sementes e frutos, podendo também consumir ovos e pequenos animais (Feng & Himsworth, 2013). Ao contrário de *R. norvegicus*, pode passar longos períodos sem consumo de água (Yabe, 2020).

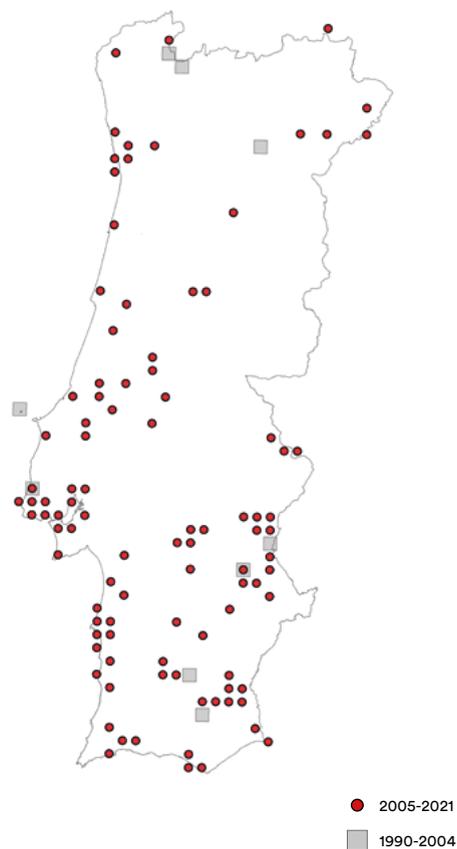
Impactos nas espécies nativas e nos ecossistemas naturais

É considerada um reservatório e vetor de transmissão de várias zoonoses, como a peste bubónica (Himsworth *et al.* 2013).



Rattus rattus • Rato-preto, Ratazana-preta

Tendo um carácter invasor, pode afetar a biodiversidade autóctone, comprometendo as espécies nativas. Pode causar estragos económicos, mas em Portugal estas ocorrências são muito esporádicas (Moreira & Naumann-Etiénne 1987). A espécie é frequentemente alvo de ações de controlo.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de rato-preto *Rattus rattus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Monarca RI & Gabriel SI (2023). *Rattus rattus* rato-preto. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.

Rattus norvegicus (Berkenhout, 1769)

Ratazana-castanha, Ratazana

Taxonomia

Rodentia, Muridae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Fundamentação: Espécie não-indígena

Distribuição

Global: Espécie comensal muito associada à presença humana, com uma distribuição praticamente global (Puckett *et al.* 2016), principalmente em climas temperados. Em locais com menor influência humana e condições ambientais extremas, como áreas de deserto, a presença é mais ocasional.

Portugal: Ocorre em Portugal desde pelo menos desde o séc. XVI (Detry 2020), principal período de expansão da espécie na Europa. Presente em todo o território, incluindo os arquipélagos dos Açores e da Madeira.



Rattus norvegicus ©Diogo Oliveira

População e Tendência

População: Desconhece-se o tamanho da população, embora a espécie seja considerada abundante, devido à sua associação a atividades humanas e presença frequente em ambientes urbanos. Em grandes cidades estima-se uma proporção de 15-25 indivíduos por cada 100 habitantes (Pascual *et al.* 2020), sendo as populações relativamente estáveis ao longo do ano. Em áreas silvestres, as populações sofrem declínios locais, em particular no inverno, devido a mortalidade e dispersão. Na primavera, pode ocorrer recolonização das áreas silvestres e agrícolas a partir das populações urbanas. A dispersão para longas distâncias ocorre normalmente através de transporte humano (Byers *et al.* 2019). Nas regiões autónomas são alvo de controlo obrigatório, no entanto estas medidas não parecem ter afetado a estabilidade e viabilidade global das populações insulares.

Vive em grupos familiares compostos por um macho dominante, um harém de fêmeas e vários machos subordinados. Pode aumentar a fertilidade como resposta a declínios populacionais, como por exemplo, em resultado de ações de controlo. Em condições favoráveis pode reproduzir-se de modo contínuo, podendo produzir de 6 a 7 ninhadas por ano. Tem um tempo geracional de 1 a 2 anos (Pacifini *et al.* 2013).

Tendência: Estável.

Habitat e Ecologia

Espécie ubíqua, de hábitos generalistas e extrema capacidade de adaptação. Tem uma dieta oportunista, muito variada mas não subsiste muito tempo sem consumo de água. Está presente numa grande diversidade de habitats, geralmente associados à presença de água. Em Portugal, encontra-se principalmente em zonas urbanas, explorações animais e instalações para armazenamento de cereais. Também ocorre em áreas silvestres, em particular no litoral Atlântico, em zonas baixas e húmidas. É uma excelente nadadora, podendo assumir uma vida semiaquática.

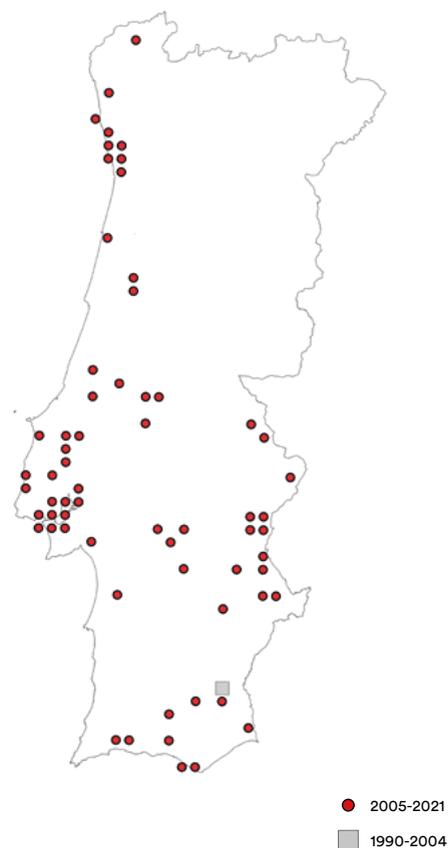
Impactos nas espécies nativas e nos ecossistemas naturais

É frequentemente causadora de estragos em culturas agrícolas e produtos armazenados, tendo impacto a nível económico e sanitário, uma vez que é reservatório e vetor de transmissão de várias zoonoses (Moreira & Naumann-Etienne 1987).

Devido ao seu carácter invasor, em ambientes naturais pode contribuir para a degradação da vegetação autóctone e ameaçar outras espécies, em particular, aves devido à predação de ovos. Por estes motivos, ações de controlo localizadas são frequentes, levando a um declínio pontual das populações.

Usos e comercialização

Espécie é muito utilizada como modelo experimental em investigação científica. Atualmente estes trabalhos utilizam linhagens desenvolvidas especialmente para o efeito. A espécie tem vindo a ganhar popularidade como animal de estimação, sendo também neste caso usadas linhagens com características selecionadas.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de ratazana-castanha *Rattus norvegicus* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Monarca RI & Gabriel SI (2023). *Rattus norvegicus* ratazana-castanha. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Neovison vison (Schreber, 1777)

Visão-americano

Taxonomia

Carnívora, Mustelidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Fundamentação: Espécie não-indígena

Distribuição

Global: A distribuição nativa abrange praticamente toda a América do Norte, com exceção do México. Foi introduzida para produção de peles, em vários continentes, nomeadamente na América do Sul (p. ex. Argentina, Chile), Europa (desde o Reino Unido à Federação Russa e da Finlândia à Península Ibérica e Grécia), Ásia oriental (p. ex. Japão) e Nova Zelândia (Reid *et al.* 2016).

Portugal: Foi detetada primeira vez em Portugal no rio Minho em 1985, provavelmente devido à expansão de populações formadas pela fuga de indivíduos provenientes de quintas de produção de peles na Galiza (Vidal-Figueroa & Delibes 1987). Posteriormente, tem vindo a expandir-se, inicialmente ocupando o noroeste do país, e mais recentemente, a região de Trás-os-Montes (Rodrigues *et al.* 2015). Presentemente ocorre em todas as bacias hidrográficas a norte do rio Douro, havendo algumas evidências da sua presença na região fronteiriça do Alto Alentejo (Portalegre), incluída na bacia hidrográfica do rio Guadiana (Bencatel *et al.* 2019).

População e Tendência

População: Desconhece-se o tamanho da população nacional, embora seja considerada abundante nas áreas onde ocorre e se encontra em expansão (Rodrigues *et al.* 2015). A densidade estimada para algumas regiões de Espanha é bastante variável (0,2 a 2,3 ind./km²; Melero & Palazón 2011).

A espécie é territorial ao longo de todo o ano, com territórios exclusivos entre animais do mesmo sexo, com a exceção dos

machos na época da reprodução, altura em que abandonam os seus territórios em busca de fêmeas, deixando de ser territoriais (Dunstone 1993). Têm normalmente uma ninhada por ano composta por, em média, 3 a 4 crias (García-Díaz & Lizana 2013). O tempo geracional estimado é de 4 anos (Pacífico *et al.* 2013).

Tendência: Expansão.

Habitat e Ecologia

Espécie com hábitos semi-aquáticos, usa preferencialmente ambientes com presença contínua de água, como sejam rios, ribeiras, lagos, albufeiras, e mesmo zonas costeiras, desde que apresentem cobertura vegetal nas margens (p. ex. galerias ripícolas). Ocorre ao longo de um amplo gradiente altitudinal, desde áreas estuarinas até regatos de montanha (Melero & Palazón 2011).

A alimentação varia com a disponibilidade de presas. As populações espanholas predam essencialmente invertebrados aquáticos (p. ex. lagostim-vermelho-da-Louisiana), peixes, roedores, coelho-bravo, aves aquáticas e aves domésticas de capoeira (Melero *et al.* 2008; Romero & Guitián 2017).



Neovison vison © João Vieira

Impactos nas espécies nativas e nos ecossistemas naturais

Sendo uma espécie invasora, os impactos causados são inúmeros, comportando elevados custos em termos de conservação:

1) Impacto predatório sobre as espécies nativas (p. ex. aves aquáticas; rato-de-água, *Arvicola sapidus*; toupeira-de-água, *Galemys pyrenaicus*); 2) Competição com carnívoros autóctones por habitat, refúgio e presas (p. ex. toirão, *Mustela putorius*); 3) Vector de algumas patologias que podem afetar espécies nativas (p. ex. *Leishmania infantum*, parvovirus) (Melero & Palazón 2011, Mañas *et al.* 2016, Azami-Conesa *et al.* 2021).

A espécie tem sido alvo de vários programas de controlo em Espanha (Zuberogoitia *et al.* 2010), embora em Portugal ainda não tenha sido implementada nenhuma ação específica para controlar as populações em expansão deste mustelídeo.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de visão-americano *Neovison vison* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Rosalino LM, Lopes-Fernandes M & Álvares F (2023). *Neovison vison* visão-americano. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.

Dama dama (Linnaeus, 1758)

Gamo

Taxonomia

Artiodactyla, Cervidae

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Fundamentação: Espécie não-indígena

Distribuição

Global: A área de distribuição natural contempla grande parte do continente Europeu.

Portugal: Apresenta uma distribuição fragmentada e geralmente circunscrita a áreas cercadas, a sul do país.

População e Tendência

Apresenta um comportamento gregário, mas não territorial durante a maior parte do ano. Com exceção da época de reprodução, que decorre entre finais de setembro e outubro, o gamo associa-se geralmente em grupos unissexuais, no caso dos machos, ou grupos familiares constituídos por fêmeas adultas, pelas respetivas crias e por juvenis nascidos no ano anterior. Durante a época de reprodução, formam-se grupos mistos compostos por fêmeas, juvenis e um macho adulto. Os nascimentos ocorrem entre maio e junho e geralmente consistem numa única cria (Braza 2007). Não existem dados atualizados sobre o tamanho e tendência populacional da espécie. Em 2010, as estimativas populacionais apontavam para 2500 animais mantidos em cercados e 500 animais em liberdade (Vingada *et al.* 2010). Estes valores estarão muito possivelmente subestimados. O número de animais caçados tem aumentado gradualmente ao longo dos anos, atingindo o valor mais elevado em 2018/2019, ano em que foram oficialmente caçados cerca de 1000 gamos. Não se conhece o real impacto que a caça e o furtivismo poderão ter na dinâmica populacional da espécie.

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Ocorre preferencialmente em áreas abertas dominadas por plantas herbáceas, das quais se alimenta (Azorit *et al.* 2012), associadas a áreas de transição (ecótono) e/ou linhas de água. É uma espécie adaptável a várias condições ambientais.

Usos e comercialização

Espécie cinegética. O interesse económico da espécie centra-se na qualidade e singularidade da sua armação. Dados oficiais reportados ao ICNF indicam que o número de animais caçados tem aumentado gradualmente ao longo dos anos. A média de gamos caçados nos últimos dez anos cifra-se nos 675 animais/ano.

Medidas de Conservação

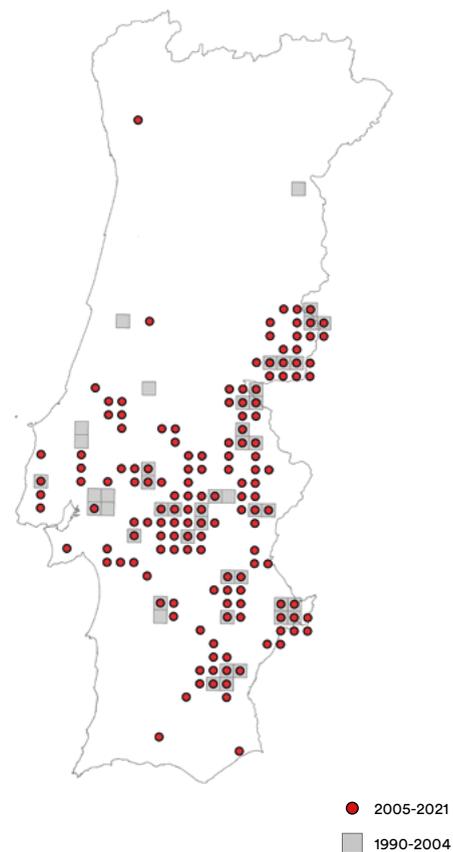
A necessidade da monitorização populacional é transversal às várias espécies de cervídeos. A monitorização contribui para identificar os fatores que regulam as populações silvestres, sejam eles de origem ecológica, sanitária, genética ou de gestão. A monitorização permitirá manter o equilíbrio demográfico das populações identificadas, evitar graus elevados de



Dama dama ©Carlos Fonseca

Dama dama • Gamo

consanguinidade, e gerir os contactos e a possível transmissão de doenças infectocontagiosas entre espécies silvestres e domésticas (Cowie *et al.* 2016).



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de gamo *Dama dama* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Carvalho J & Torres RT (2023). *Dama dama* gamo. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCiências.ID, ICNF, Lisboa.

Ovis aries (Linnaeus, 1758)

Muflão

Taxonomia

Artiodactyla, Bovidae

Espécie referida como *Ovis ammon* na anterior versão do Livro Vermelho. De acordo com estudos recentes é considerado que a população na bacia do mediterrâneo pertence à subespécie *O.a.musimon* (Pallas, 1811) (Gentry *et al.* 2004, Palomo *et al.* 2007, Bencatel *et al.* 2019, ITIS 2022).

Ocorrência

Residente – Res

Categoria

NÃO APLICÁVEL – NA

Fundamentação: Espécie não-indígena

Distribuição

Global: Antecessor selvagem do carneiro doméstico, sendo originário da Ásia. Atualmente, encontra-se distribuído por vários países europeus, e em algumas áreas isoladas da América do Norte e da América do Sul. Na maioria dos países, a sua presença deve-se a introduções, em geral, com fins cinegéticos. Na Península Ibérica, o muflão ocorre por toda a região mediterrânica.

Portugal: Em Portugal, foi legalmente introduzido na década de 90 para fins exclusivamente cinegéticos no Alentejo e Tejo Internacional (Vingada *et al.* 2010). Existe a possibilidade de alguns indivíduos terem escapado dos cercados e estabelecido núcleos populacionais, contudo não há nenhum estudo ou monitorização realizada para aferir este dado. Distribuição restrita a determinadas regiões, como o Tejo Internacional e o norte do Alentejo, em núcleos populacionais isolados, a maioria confinados em zonas de caça turística, para exploração cinegética.

População e Tendência

População: Espécie social na maior parte do ano, vivendo em grandes grupos, cujo tamanho depende de vários fatores, nomeadamente, da disponibilidade alimentar. Os grupos são constituídos por machos, fêmeas e crias. Durante o período

de reprodução, os grupos são mais pequenos, apresentando geralmente segregação sexual. A maturidade sexual é atingida aos 18 meses de idade, embora as fêmeas, geralmente, não se reproduzam até atingirem o segundo ano de vida. A época de acasalamento ocorre durante o mês de novembro e os partos entre março e abril, tendo habitualmente apenas 1 cria (Rodríguez-Luengo *et al.* 2007).

Tendência: Desconhecida.

Habitat e Ecologia

Apresenta uma elevada plasticidade, ocupando diversos habitats, desde bosques húmidos a zonas áridas e rochosas (Rodríguez-Luengo *et al.* 2007).

Usos e comercialização

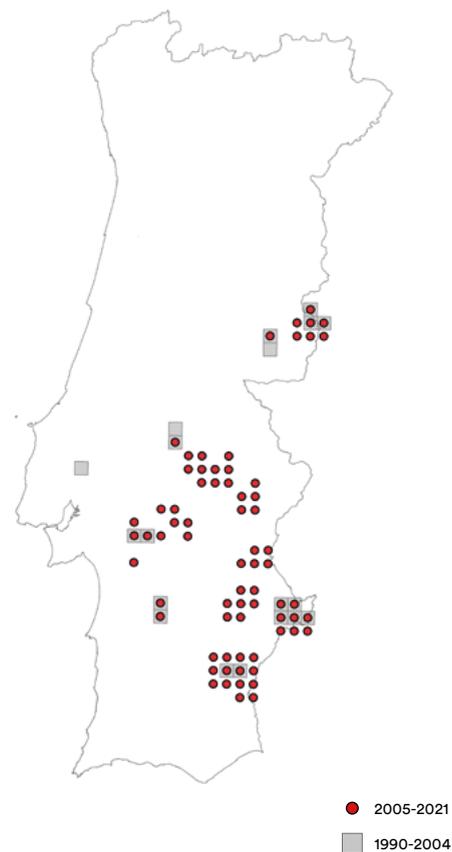
É uma espécie cinegética, sendo que os dados oficiais reportam que nos últimos 10 anos, em média, foram caçados anualmente cerca de 60 indivíduos (Vingada *et al.* 2010). Como o muflão é uma espécie cinegética, deverão ser delineados e implementados planos de gestão cinegética sustentável da espécie, que incluam



Ovis aries @Pedro Vitorino

Ovis aries • Mouflão

programas de monitorização populacional, genética e sanitária. Da mesma forma, deverão ser implementados programas para o combate ao furtivismo e valorização da espécie através da sensibilização e comunicação.



Legenda do Mapa

Ocorrências confirmadas de mouflão *Ovis aries* subsp. *musimon* em Portugal Continental nos períodos entre 1990 e 2004 e entre 2005 e 2021.

Citação recomendada desta ficha e avaliação:

Torres RT & Carvalho J (2023). *Ovis aries* mouflão. In Mathias ML (coord.), Fonseca C, Rodrigues L, Grilo C, Lopes-Fernandes M, Palmeirim JM, Santos-Reis M, Alves PC, Cabral JA, Ferreira M, Mira A, Eira C, Negrões N, Paupério J, Pita R, Rainho A, Rosalino LM, Tapisso JT & Vingada J (eds.): *Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental*. FCIências.ID, ICNF, Lisboa.



5. Síntese

5.1. Lista de espécies

Os mamíferos que ocorrem em Portugal Continental estão organizados em 7 ordens taxonómicas (Eulipotyphla, Chiroptera, Lagomorpha, Rodentia, Cetacea, Carnivora, e Artiodactyla) que incluem as 108 espécies analisadas e identificadas na lista anexa pelos nomes científicos, e agrupadas por ordem taxonómica e família.

É apresentado o resultado da avaliação nacional, de acordo com os critérios da UICN, e comparativamente a categoria de ameaça global atribuída a cada espécie pela UICN e a categoria de ameaça em Espanha.

O tipo de ocorrência traduz o tipo de permanência das diferentes espécies no país, residente (Res) ou visitante (Vis). De entre as espécies residentes algumas, com reprodução confirmada, não foram avaliadas por se tratarem de espécies não-indígenas (categoria Não Aplicável NA). Assinala-se também para algumas espécies a ocorrência ocasional (Ocas) (categoria Não Aplicável NA). Neste campo é também referido o tipo de ocorrência, ainda indeterminado (Ind) de algumas espécies devido à escassez de registos recentes (categoria Não Avaliado NE e categoria Informação Insuficiente DD) e ainda o tipo de endemismo em Portugal Continental, indicado para algumas espécies como EndIb (endemismo Ibérico).

Sob a designação de Instrumentos legais é referida a situação legal das diferentes espécies com referência aos anexos das Convenções de Berna, de Bona, e de Washington (CITES), à Diretiva Habitats e ainda a outros diplomas legais de âmbito nacional, regional e internacional.

São ainda indicadas as avaliações do risco de extinção atribuídas às espécies avaliadas nos anteriores Livros Vermelhos dos Vertebrados de Portugal, em 1990 e 2005. De realçar que uma comparação direta das diferentes avaliações deve ter em consideração as atualizações periódicas no sistema de avaliação, nomeadamente na atribuição dos critérios e categorias.

Legenda da lista de espécies e categorias

Categorias de Ameaça

IUCN – a categoria da IUCN refere-se à versão dos critérios de avaliação mais recente: IUCN (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>

RE – Regionalmente Extinto

CR – Criticamente em Perigo

EN – Em perigo

VU – Vulnerável

NT – Quase Ameaçado

LC – Pouco Preocupante

DD – Informação Insuficiente

ESPAÑA - a categoria em Espanha refere-se à atribuída por Palomo *et al.* (2007), excepto:

1. para mamíferos marinhos onde se referem as categorias atribuídas por Blanco & González (1992);

2. e para o boto *Phocoena phocoena* como indicado em:

Orden TED/1126/2020, de 20 de novembro (BOE núm 314, de 1 de diciembre de 2020, pp. 108167-108171 (<https://www.boe.es/eli/es/o/2020/11/20/ted1126>).

Tipo de ocorrência

Res – Residente

Vis – Visitante

Ocas – Ocasional

Ind – Indeterminada

Hist/Ind – Histórica / Indeterminada

Endlb – Endemismo Ibérico

Instrumentos legais

Convenção de Berna – Dec.- Lei n.º 316/89, de 22 de setembro, alterada pelo Dec.- Lei n.º 196/90, de 18 de junho - Convenção Relativa à Conservação da Vida Selvagem e dos Habitats Naturais da Europa (Anexos I, II, III).

Convenção de Bona – Dec.- Lei n.º 103/80, de 11 de outubro - aprova para retificação a Convenção sobre as Espécies Migradoras pertencentes à Fauna Selvagem (Anexos I, II) e Aviso 227/99, de 4 de dezembro – torna público as emendas aos Anexos I e II da Convenção de Bona.

- Dec.-Lei n.º 31/95, de 18 de agosto - acordo sobre a Conservação das Populações de Morcegos Europeus (EUROBATS).

\$ - Espécie listada no Anexo do Acordo ACCOBAMS (Acordo para a Conservação dos Cetáceos no Mar Negro, Mar Mediterrâneo e Zona Atlântica Adjacente).

Convenções de Berna e Bona – Dec.- Lei n.º 38/2021, de 31 de maio, aprova o regime jurídico aplicável à proteção e à conservação da flora e da fauna selvagens e dos habitats naturais das espécies enumeradas nas Convenções de Berna e de Bona.

Convenção de Washington (CITES) – Dec.- Lei n.º 114/90, de 5 de abril – Convenção sobre o Comércio Internacional nas Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção (Anexos A, B, C, D) - regulamentada pelo Regulamento (CE) n.º 338/97, de 9 de dezembro 1996, complementado pelo Regulamento (CE) n.º 1332/2005, de 9 de agosto.

Diretiva Habitats – Dec.- Lei n.º 156-A/2013, de 8 de novembro – procede à alteração do Dec.- Lei n.º 140/99, de 24 de abril, com redação dada pelo Dec.- Lei n.º 49/2005, de 24 de fevereiro relativa à preservação dos habitats naturais da fauna e flora selvagens, transpondo a Diretiva n.º 2013/17/EU, de 13 de maio (Anexos A-I, A-II, A-III, B-II, B-IV, B-V, D). Relatório sobre o estado e as tendências das espécies e dos tipos de habitat protegidos pelas Diretivas Aves e Habitats no período 2013-2018, CE (2020).

Outra legislação

1 – Lei n.º 173/99, de 21 de setembro (Lei de Bases Gerais da Caça) - regulamentada pelo Dec.- Lei n.º 227-B/2000 e alterada pelo Dec.- Lei n.º 201/2005 de 24 de novembro.

2 – Dec. - Lei n.º 565/99, de 21 de dezembro - regula a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna, revogado pelo Dec.- Lei n.º 92/2019 de 10 de julho.

3 – Dec.- Lei n.º 263/81, de 3 de setembro – Legislação Nacional de proteção de mamíferos marinhos (Portugal Continental).

4 – Dec.- Lei n.º 9/2006, de 6 de janeiro – regulamenta a atividade de observação de cetáceos em Portugal Continental.

5 – Dec.- Lei n.º 90/88 (Lei de proteção do lobo-ibérico) - regulamentada pelo Dec.- Lei n.º 139/90, de 27 de abril, revogado no Dec.- Lei n.º 54/2016 de 25 de agosto.

6 – Despacho 9727/2017, de 8 de novembro - Plano de Ação para a Conservação do lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*) em Portugal.

Livros Vermelhos

1990 – SNPRCN (1990)

2005 – Cabral *et al.* (2005)

Categorias (Livros Vermelhos Portugal 1990 & Espanha 2007):

Ex – Extinto

E – Em perigo

V – Vulnerável

R – Raro

I – Indeterminado

K – Insuficientemente Conhecido

NT – Não Ameaçado

NAm – Não Ameaçado

O símbolo § refere-se a espécies com designações diferentes nos anteriores Livros Vermelhos.

Lista de espécies e categorias

| Mamíferos | Categoria | | | Tipo de Ocorrência | Instrumentos Legais | | | | | Livros Vermelhos | |
|--|-----------|------|---------|--------------------|---------------------|----------|-------|--------------------|------------------|------------------|------|
| | Portugal | IUCN | Espanha | Portugal | Berna | Bona | CITES | Directiva Habitats | Outra Legislação | 1990 | 2005 |
| Eulipotyphla | | | | | | | | | | | |
| Erinaceidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758 Ouriço-cacheiro | LC | LC | LC | Res | Anexo III | | | | | NT | LC |
| Soricidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Sorex minutus</i> Linnaeus, 1766 Musaranho-anão-de-dentes-vermelhos | EN | LC | LC | Res | Anexo III | | | | | K | DD |
| <i>Sorex granarius</i> Miller, 1910 Musaranho-de-dentes-vermelhos | VU | LC | DD | Res EndIb | Anexo III | | | | | NT | DD |
| <i>Neomys anomalus</i> Cabrera, 1907 Musaranho-de-água | VU | LC | LC | Res EndIb | Anexo III | | | | | NT | DD § |
| <i>Crociodura russula</i> (Hermann, 1780) Musaranho-de-dentes-brancos | LC | LC | LC | Res | Anexo III | | | | | NT | LC |
| <i>Crociodura suaveolens</i> (Pallas, 1811) Musaranho-de-dentes-brancos-pequeno | EN | LC | DD | Res | Anexo III | | | | | - | NE |
| <i>Suncus etruscus</i> (Savi, 1822) Musaranho-anão-de-dentes-brancos | LC | LC | LC | Res | Anexo III | | | | | NT | LC |
| Talpidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Galemys pyrenaicus</i> (E Geoffroy, 1811) Toupeira-de-água | EN | EN | VU | Res | Anexo II | | | Anexo II e IV | | V | VU |
| <i>Talpa occidentalis</i> (Cabrera, 1907) Toupeira | LC | LC | LC | Res EndIb | | | | | | NT | LC |
| Chiroptera | | | | | | | | | | | |
| Rhinolophidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhinolophus euryale</i> Blasius, 1853 Morcego-de-ferradura-mediterrânico | EN | NT | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | CR |
| <i>Rhinolophus hipposideros</i> (Bechstein, 1800) Morcego-de-ferradura-pequeno | LC | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | VU |
| <i>Rhinolophus mehelyi</i> Matschie, 1901 Morcego-de-ferradura-mourisco | EN | VU | EN | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | CR |
| <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774) Morcego-de-ferradura-grande | LC | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | VU |

| Mamíferos | Categoria | | | Tipo de Ocorrência | Instrumentos Legais | | | | | Livros Vermelhos | |
|--|-----------|------|---------|--------------------|---------------------|----------|-------|--------------------|------------------|------------------|------|
| | Portugal | IUCN | Espanha | Portugal | Berna | Bona | CITES | Directiva Habitats | Outra Legislação | 1990 | 2005 |
| Vespertilionidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Eptesicus serotinus</i> (Schreber, 1774) Morcego-hortelão-escuro | LC | LC | LC | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | NT | LC |
| <i>Eptesicus isabellinus</i> (Temminck, 1840) Morcego-hortelão-claro | LC | LC | LC | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | - | - |
| <i>Nyctalus lasiopterus</i> (Schreber, 1780) Morcego-arborícola-gigante | DD | VU | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | I | DD |
| <i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774) Morcego-arborícola-grande | DD | LC | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | I | DD |
| <i>Nyctalus leisleri</i> (Kuhl, 1817) Morcego-arborícola-pequeno | LC | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | VU | DD |
| <i>Pipistrellus kuhlii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-kuhl | LC | LC | LC | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | NT | LC |
| <i>Pipistrellus pygmaeus</i> (Leach, 1825) Morcego-pigmeu | LC | LC | LC | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | - | LC |
| <i>Pipistrellus pipistrellus</i> (Schreber, 1774) Morcego-anão | LC | LC | LC | Res | Anexo III | Anexo II | | Anexos B-IV | | NT | LC |
| <i>Pipistrellus nathusii</i> (Keyserling & Blasius, 1839) Morcego-de-nathusius | NE | LC | NT | Hist/Ind | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | ? | NE |
| <i>Barbastella barbastellus</i> (Schreber, 1774) Morcego-negro | LC | NT | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | I | DD |
| <i>Plecotus auritus</i> (Linnaeus, 1758) Morcego-orelhudo-castanho | DD | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | I | DD |
| <i>Plecotus austriacus</i> (Fischer, 1829) Morcego-orelhudo-cinzento | NT | NT | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | NT | LC |
| <i>Hypsugo savii</i> (Bonaparte, 1837) Morcego-de-savi | LC | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | K § | DD |
| <i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797) Morcego-rato-grande | VU | LC | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | VU |
| <i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857) Morcego-rato-pequeno | CR | LC | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | CR |
| <i>Myotis mystacinus</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-bigodes | VU | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | - | DD |
| <i>Myotis alcaethoe</i> von Helversen & Heller, 2001 Morcego-de-alcaethoe | NE | DD | - | Ind | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | - | - |
| <i>Myotis bechsteinii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-bechstein | DD | NT | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | EN |
| <i>Myotis daubentonii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-água | LC | LC | LC | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | NT | LC |
| <i>Myotis emarginatus</i> (Geoffroy, 1806) Morcego-lanudo | EN | LC | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | E | DD |
| <i>Myotis escaleraei</i> Cabrera, 1904 Morcego-de-franja-do-sul | VU | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | E | VU § |
| <i>Myotis crypticus</i> Ruedi, Ibáñez, Salicini, Juste & Puechmaillie, 2019 Morcego-de-franja-do-criptico | NE | - | - | Ind | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | - | - |

| Mamíferos | Categoria | | | Tipo de Ocorrência | Instrumentos Legais | | | | | Livros Vermelhos | |
|--|-----------|------|---------|--------------------|---------------------|----------|-------|--------------------|------------------|------------------|------|
| | Portugal | IUCN | Espanha | Portugal | Berna | Bona | CITES | Directiva Habitats | Outra Legislação | 1990 | 2005 |
| Miniopteridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Miniopterus schreibersii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-pelucho | NT | VU | VU | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-II e B-IV | | VU | VU |
| Molossidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Tadarida teniotis</i> (Rafinesque, 1814) Morcego-rabudo | LC | LC | NT | Res | Anexo II | Anexo II | | Anexos B-IV | | R | DD |
| Lagomorpha | | | | | | | | | | | |
| Leporidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Lepus granatensis</i> (Rosenhauer, 1856) Lebre-ibérica | VU | LC | LC | Res | | | | | 1 | NT § | LC |
| <i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758) Coelho-ibérico | VU | EN | VU | Res | | | | | 1 | NT | NT |
| Rodentia | | | | | | | | | | | |
| Sciuridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Sciurus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758) Esquilo | LC | LC | LC | Res | III | | | | | R | LC |
| Gliridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Eliomys quercinus</i> (Linnaeus, 1766) Leirão | NT | NT | LC | Res | III | | | | | NT | DD |
| Muridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus 1758) Rato-do-campo | LC | LC | LC | Res | | | | | | NT | LC |
| <i>Mus musculus</i> (Linnaeus, 1758) Rato-caseiro | LC | LC | LC | Res | | | | | | NT § | LC § |
| <i>Mus spretus</i> (Lataste, 1883) Rato-das-hortas | LC | LC | LC | Res | | | | | | NT | LC |
| <i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769) Ratazana-castanha | NA | LC | LC | Res | | | | | 2 | NT | NA |
| <i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758) Rato-preto | NA | LC | LC | Res | | | | | 2 | NT | LC |
| Cricetidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Arvicola scherman</i> (Shaw, 1801) Rato-dos-lameiros | NE | LC | LC | Ind | | | | | | NT | NE § |
| <i>Arvicola sapidus</i> (Miller, 1908) Rato-de-água | VU | VU | VU | Res | | | | | | NT | LC |
| <i>Chionomys nivalis</i> (Martins, 1842) Rato-das-neves | DD | LC | NT | Res | | | | | | - | - |
| <i>Microtus arvalis</i> (Pallas, 1778) Rato-dos-prados | DD | LC | LC | Res | | | | | | - | NE |

| Mamíferos | Categoria | | | Tipo de Ocorrência | Instrumentos Legais | | | | | Livros Vermelhos | |
|---|-----------|------|---------|--------------------|---------------------|------|-------|--------------------|------------------|------------------|------|
| | Portugal | IUCN | Espanha | Portugal | Berna | Bona | CITES | Directiva Habitats | Outra Legislação | 1990 | 2005 |
| <i>Microtus cabreræ</i> (Thomas, 1906) Rato-de-Cabrera | VU | NT | VU | Res / Endlb | II | | | B-II; B-IV | | R | VU |
| <i>Microtus rozianus</i> (Bocage, 1865) Rato-do-campo-lusitano | VU | | | Res / Endlb | | | | | | NT | LC § |
| <i>Microtus duodecimcostatus</i> (de Selys Longchamps, 1839) Rato-toupeira-mediterrânico | LC | LC | LC | Res | | | | | | NT | LC |
| <i>Microtus lusitanicus</i> (Gerbe, 1879) Rato-toupeira | LC | LC | LC | Res | | | | | | NT | LC |
| Cetacea | | | | | | | | | | | |
| Balaenidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Eubalaena glacialis</i> (Müller, 1776) Baleia-franca | NA | CR | Ex? (1) | Ocas | II | § | I A | B-IV | 3, 4 | I | NA |
| Balaenopteridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Balaenoptera acutorostrata</i> (Lacépède, 1804) Baleia-anã | VU | LC | V (1) | Res | III | § | I A | B-IV | 3, 4 | R | VU |
| <i>Balaenoptera borealis</i> (Lesson, 1828) Baleia-sardinha | NA | EN | V (1) | Ocas | III | § | I A | B-IV | 3, 4 | I | NA |
| <i>Balaenoptera edeni</i> (Anderson, 1879) Baleia-de-bryde | NA | LC | - | Ocas | II | | I A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Balaenoptera musculus</i> (Linnaeus, 1758) Baleia-azul | NA | EN | E (1) | Ocas | II | | I A | B-IV | 3, 4 | E | NA |
| <i>Balaenoptera physalus</i> (Linnaeus, 1758) Baleia-comum | VU | VU | V (1) | Vis | II | § | I A | B-IV | 3, 4 | V | - |
| <i>Megaptera novaeangliae</i> (Borowski, 1781) Baleia-de-bossa | NA | LC | E (1) | Ocas | II | § | I A | B-IV | 3, 4 | I | NA |
| Delphinidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Delphinus delphis</i> (Linnaeus, 1758) Golfinho-comum | NT | LC | K (1) | Res | II | § | II A | B-IV | 3, 4 | NT | LC |
| <i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809) Baleia-piloto | DD | LC | K (1) | Res | II | § | II A | B-IV | 3, 4 | NT | DD§ |
| <i>Globicephala macrorhynchus</i> (Gray, 1846) Baleia-piloto-tropical | NA | LC | Nam (1) | Ocas | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Grampus griseus</i> (Cuvier, 1812) Grampo | VU | LC | Nam (1) | Res | II | § | II A | B-IV | 3, 4 | NT | DD |
| <i>Lagenodelphis hosei</i> (Fraser, 1956) Golfinho-de-fraser | NA | LC | - | Ocas | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Lagenorhynchus acutus</i> (Gray, 1828) Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico | NA | LC | - | Ocas | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Lagenorhynchus albirostris</i> (Gray, 1846) Golfinho-de-bico-branco | NA | LC | - | Ocas | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Orcinus orca</i> (Linnaeus, 1758) Orca | CR | DD | K (1) | Vis | II | § | II A | B-IV | 3, 4 | R | DD |
| <i>Pseudorca crassidens</i> (Owen, 1846) Falsa-orca | NA | NT | Nam (1) | Ocas | II | § | II A | B-IV | 3, 4 | NT | NA |
| <i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1833) Golfinho-riscado | LC | LC | K (1) | Res | II | § | II A | B-IV | 3, 4 | NT | LC |
| <i>Stenella frontalis</i> (Cuvier, 1829) Golfinho-pintado-do-atlântico | DD | LC | Nam (1) | Ind | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821) Roaz | LC | LC | K (1) | Res | II | § | II A | B-II B-IV | 3, 4 | NT | LC |

| Mamíferos | Categoria | | | Tipo de Ocorrência | Instrumentos Legais | | | | | Livros Vermelhos | |
|--|-----------|------|---------|--------------------|---------------------|------|-------|--------------------|------------------|------------------|------|
| | Portugal | IUCN | Espanha | Portugal | Berna | Bona | CITES | Directiva Habitats | Outra Legislação | 1990 | 2005 |
| Kogiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Kogia breviceps</i> (Blainville, 1838) Cachalote-pigmeu | DD | LC | R (1) | Ind | II | | II A | B-IV | 3, 4 | K | DD |
| <i>Kogia sima</i> (Owen, 1866) Cachalote-anão | NA | LC | - | Ocas | III | \$ | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| Phocoenidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Phocoena phocoena</i> (Linnaeus, 1758) Boto | CR | LC | E (2) | Res | II | \$ | II A | B-II B-IV | 3, 4 | I | VU |
| Physeteridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Physeter macrocephalus</i> (Linnaeus, 1758) Cachalote | DD | VU | V (1) | Ind | III | | I A | B-IV | 3, 4 | NT | NA |
| Ziphiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Mesoplodon bidens</i> (Sowerby, 1804) Baleia-de-bico-de-sowerby | DD | LC | R (1) | Ind | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Mesoplodon densirostris</i> (de Blainville, 1817) Baleia-de-bico-de-blainville | DD | LC | R (1) | Ind | III | | II A | B-IV | 3, 4 | - | NA |
| <i>Mesoplodon europaeus</i> (Gervais, 1817) Baleia-de-bico-de-gervais | NA | LC | R (1) | Ocas | III | | II A | B-IV | 3, 4 | K | NA |
| <i>Mesoplodon mirus</i> (True, 1913) Baleia-de-bico-de-true | DD | LC | R (1) | Ind | II | | II A | B-IV | 3, 4 | - | - |
| <i>Ziphius cavirostris</i> (Cuvier, 1823) Zífió | DD | LC | Nam (1) | Ind | II | | II A | B-IV | 3, 4 | NT | DD |
| Carnivora | | | | | | | | | | | |
| Canidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Canis lupus</i> (Linnaeus, 1758) Lobo | EN | LC | NT | Res | II | | II A | B-II / B-IV | 5, 6 | E | EN |
| <i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758) Raposa | LC | LC | LC | Res | | | | | 1 | NT | LC |
| Ursidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Ursus arctos</i> (Linnaeus, 1758) Urso-pardo | RE | LC | CR | - | II | | II A | B-II / B-IV | | | RE |
| Mustelidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Mustela erminea</i> (Linnaeus, 1758) Arminho | DD | LC | DD | Res | III | | | | | K | DD |
| <i>Mustela nivalis</i> (Linnaeus, 1766) Doninha | LC | LC | LC | Res | III | | | | | NT | LC |
| <i>Mustela putorius</i> (Linnaeus, 1758) Toirão | EN | LC | NT | Res | III | | | B-V | | K | DD |
| <i>Neovison vison</i> (Schreber, 1777) Visão-americano | NA | LC | NE | Res | | | | | 2 | - | NA |
| <i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777) Fuinha | LC | LC | LC | Res | III | | | | | NT | LC |

| Mamíferos | Categoria | | | Tipo de Ocorrência | Instrumentos Legais | | | | | Livros Vermelhos | |
|---|-----------|------|---------|--------------------|---------------------|------|-------|--------------------|------------------|------------------|------|
| | Portugal | IUCN | Espanha | Portugal | Berna | Bona | CITES | Directiva Habitats | Outra Legislação | 1990 | 2005 |
| <i>Martes martes</i> (Linnaeus, 1758) Marta | VU | LC | LC | Res | III | | | B-V | | I | DD |
| <i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758) Texugo | LC | LC | LC | Res | III | | | | | NT | LC |
| <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) Lontra | LC | NT | LC | Res | II | | I A | B-II/B-IV | | K | LC |
| Viverridae | | | | | | | | | | | |
| <i>Genetta genetta</i> (Linnaeus, 1758) Geneta | LC | LC | LC | Res | III | | | B-V | | NT | LC |
| Herpestidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Herpestes ichneumon</i> (Linnaeus, 1758) Sacarrabos | LC | LC | LC | Res | III | | | B-V/D | 1 | NT | LC |
| Felidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Felis silvestris</i> (Schreber, 1777) Gato-bravo | EN | LC | NT | Res | II | | II A | B-IV | | I | VU |
| <i>Lynx pardinus</i> (Temminck, 1827) Lince-ibérico | EN | EN | CR | Res/Endlb | II | | I A | B-II/B-IV | | E | CR |
| Phocidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Halichoerus grypus</i> (Fabricius, 1791) Foca-cinzenta | NA | | Nam (1) | Ocas | III | | - | BII B-V | | NT | NA |
| <i>Phoca vitulina</i> (Linnaeus, 1758) Foca-comum | NA | | - | Ocas | III | | - | B-II B-V | | NT | NA |
| <i>Erignathus barbatus</i> (Erxleben, 1777) Foca-barbuda | NA | | - | Ocas | III | | - | - | | NT | NA |
| <i>Cystophora cristata</i> (Erxleben, 1777) Foca-de-crista | NA | | - | Ocas | III | | - | - | | NT | NA |
| <i>Pusa hispida</i> (Schreber, 1775) Foca-anelada | NA | | - | Ocas | III | | - | B-V | | NT | NA |
| Artiodactyla | | | | | | | | | | | |
| Bovidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Capra pyrenaica</i> (Schinz, 1838) Cabra-montês | NT | LC | NT | Res | III | | | B-V | | EX | CR |
| <i>Ovis aries</i> (Pallas, 1811) Muflão | NA | NA | NA | Res | III | | | | 1, 2 | - | NA§ |
| Cervidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Capreolus capreolus</i> (Linnaeus, 1758) Corço | LC | LC | LC | Res | III | | | | 1 | NT | LC |
| <i>Dama dama</i> (Linnaeus, 1758) Gamo | NA | LC | LC | Res | III | | | | 1 | NT § | NA |
| <i>Cervus elaphus</i> (Linnaeus, 1758) Veado | LC | LC | LC | Res | III | | | | | NT | LC |
| Suidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758) Javali | LC | LC | LC | Res | | | | | 1 | NT | NA |

5.2. Informação por grupo taxonómico

Para quase todos os grupos taxonómicos ocorreram alterações na lista de espécies analisadas, em comparação com a avaliação anterior (Cabral *et al.* 2005). Estas alterações resultaram da inclusão de novas espécies, recentemente identificadas no país, de alterações taxonómicas decorrentes da aplicação de novas técnicas de análise ou de diagnose ou de revisões taxonómicas. Na lista final foi também incluída informação compilada referente às espécies de ocorrência indeterminada, por não existirem ou existirem poucos registos recentes da presença no país (NE ou DD), e às espécies de ocorrência ocasional ou não-indígenas (NA), com exceção do urso-pardo (*Ursus arctus*) classificado na categoria Regionalmente Extinto (RE).

Alterações à lista de espécies

A lista de espécies analisadas apresenta um incremento de 14 novas espécies para Portugal Continental em relação à lista analisada na avaliação anterior (108 espécies vs. 93 espécies). Adicionalmente, 5 espécies foram avaliadas pela primeira vez sob novas designações taxonómicas, em resultado de recentes revisões sistemáticas.

Das 14 novas espécies foram avaliadas 6 espécies com um conhecimento muito recente no país, 1 da ordem Chiroptera, 1 da ordem Rodentia e 3 da ordem Cetacea:

Morcego-hortelão-claro (*Eptesicus isabellinus*)

Rato-das-neves (*Chionomys nivalis*)

Golfinho-pintado-do-atlântico (*Stenella frontalis*)

Baleia-de-bico-de-sowerby (*Mesoplodon mirus*)

Baleia-de-bico-de-true (*Mesoplodon bidens*)

O rato-das-neves (*Chionomys nivalis*) apresenta uma ocorrência restrita ao nordeste do país e uma tendência populacional ainda desconhecida. Para as novas espécies de cetáceos são imperativas a realização de censos periódicos e a obtenção de informação mais detalhada sobre a ocorrência, tamanho populacional e tendência de declínio.

Como se discrimina, as restantes 9 novas espécies, 2 da ordem Chiroptera e 7 da ordem Cetacea, não foram avaliadas (NE) ou a avaliação não se aplica (NA), respetivamente:

- devido ao reduzido conhecimento atual e escassez de informação acerca da sua ocorrência (NE)

Morcego-de-franja-críptico (*Myotis crypticus*)

Morcego-de-alcathoe (*Myotis alcathoe*)

- devido à ocorrência ocasional em águas continentais (NA)
 - Baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*)
 - Baleia-de-bico-de-gervais (*Mesoplodon europaeus*)
 - Cachalote-anão (*Kogia sima*)
 - Baleia-de-bryde (*Balaenoptera edeni*)
 - Golfinho-de-fraser (*Lagenodelphis hosei*)
 - Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico (*Lagenorhynchus acutus*)
 - Golfinho-de-bico-branco (*Lagenorhynchus albirostris*)

Foram ainda avaliadas e identificadas, pela primeira vez como espécies distintas, devido a alteração ou reavaliação taxonómica, resultante da aplicação de novos critérios de diagnose ou de recentes revisões sistemáticas, as seguintes 5 espécies das ordens Eulipotyphla, Chiroptera, Rodentia e Cetacea:

- Musaranho-de-água (*Neomys anomalus*) – anteriormente avaliada como *N. anomalus* subsp. *anomalus*
- Morcego-de-franja do Sul (*Myotis escalerai*) – anteriormente avaliada como *M. nattereri*
- Rato-do-campo-lusitano (*Microtus rozianus*) – anteriormente avaliada como *M. agrestis* subsp. *rozianus*
- Rato-dos-lameiros (*Arvicola scherman*) – anteriormente avaliada como *A. terrestris*
- Baleia-piloto (*Globicephala melas*) – anteriormente avaliada como *G. melaena*

Adicionalmente, o rato-caseiro, anteriormente referido como *Mus domesticus*, não tendo sofrido qualquer revisão taxonómica, passa aqui a ser denominado como *Mus musculus*, assumindo a nomenclatura da Comissão Internacional de Nomenclatura Zoológica (ICZN, 1990) adotada pela UICN (Musser *et al.* 2021).

Também foi alterada a designação específica do muflão de *Ovis ammon* para *Ovis aries* (subsp. *musimon*) seguindo a nomenclatura desta espécie em várias obras de referência (Gentry *et al.* 2004, Palomo *et al.* 2007, Bencatel *et al.* 2019, ITIS 2022), e sendo atualmente a designação específica mais unanimemente aceite para as populações em toda a bacia do Mediterrâneo.

Ainda de referir que as 3 espécies listadas no anterior Livro Vermelho (Cabral *et al.* 2005) mas não avaliadas, foi no presente atribuída uma categoria devido ao maior conhecimento atual sobre a sua ocorrência: musaranho-de-dentes-brancos-pequeno (*Crocidura suaveolens*) (Eulipotyphla), rato-dos-prados (*Microtus arvalis*) (Rodentia), cachalote (*Physeter macrocephalus*) (Cetacea).

Espécies extintas

Mantém-se o estatuto de Regionalmente Extinto (RE) atribuído ao urso-pardo (*Ursus arctos*). A extinção desta espécie no país é considerada desde o séc. XIX, apesar de em anos posteriores a essa data, e mesmo muito recentemente, serem observados esporadicamente indivíduos divagantes, originários de Espanha.

Espécies de ocorrência indeterminada não avaliadas

Para além das 2 novas espécies de morcegos referidas para o Continente, outras 2 espécies, 1 da ordem Chiroptera e 1 da ordem Rodentia, cuja presença não foi confirmada recentemente, e não existindo informação sobre a ocorrência de populações viáveis e qual a tendência, foram classificadas na categoria Não Avaliada (NE):

Morcego-de-franja-críptico (*Myotis crypticus*)

Morcego-de-alcathoe (*Myotis alcathoe*)

Morcego-de-nathusius (*Pipistrellus nathusii*)

Rato-dos-lameiros (*Arvicola scherman*)

Espécies Ocasionais

Foram consideradas de ocorrência ocasional em águas continentais (categoria Não Aplicável NA), e excluídas da avaliação, 17 espécies de mamíferos marinhos, das quais 12 espécies pertencem à ordem Cetacea (5 espécies de baleias-de-barbas, 1 espécie de cachalote, 1 baleia-de-bico e 5 golfinhos) e 5 espécies pertencem à ordem Carnivora (focas).

Das 12 espécies de cetáceos com ocorrência ocasional em águas continentais, indicadas em baixo, 6 são as novas espécies já referidas. Os reduzidos e esporádicos registos de ocorrência das espécies listadas, referem-se maioritariamente a avistamentos ou arrojamentos:

Baleia-franca (*Eubalaena glacialis*)

Baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*)

Baleia-de-bico-de-gervais (*Mesoplodon europaeus*)

Baleia-de-bryde (*Balaenoptera edeni*)

Baleia-sardineira (*Balaenoptera borealis*)

Baleia-azul (*Balaenoptera musculus*)

Baleia-de-bossa (*Megaptera novaengliae*)

Falsa-orca (*Pseudorca crassidens*)

Cachalote-anão (*Kogia sima*)

Golfinho-de-fraser (*Lagenodelphis hosei*)

Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico (*Lagenorhynchus acutus*)

Golfinho-de-bico-branco (*Lagenorhynchus albirostris*)

Os registos das focas em Portugal Continental referem-se a arrojamentos de espécies que se reproduzem no Norte da Europa:

Foca-comum (*Phoca vitulina*)

Foca-anelada (*Pusa hispida*)

Foca-cinzenta (*Halichoerus grypus*)

Foca-barbuda-do-atlântico (*Erignathus barbatus*)

Foca-de-crista (*Cystophora cristata*)

Espécies Não-indígenas

Seguindo o enquadramento dado pelo Decreto-Lei n.º 92/2019, de 10 de julho, que regula o controlo, detenção, introdução na Natureza e repovoamento de espécies exóticas da flora e fauna foi feita uma interpretação mais estrita das recomendações da UICN e as espécies exóticas ficaram excluídas da avaliação, tendo-lhes sido atribuída a categoria Não Aplicável (NA).

Foram consideradas com populações bem estabelecidas em território continental as seguintes espécies:

Ratazana-castanha (*Rattus norvegicus*) e Ratazana-preta (*R. rattus*) (Rodentia)

Visão-americano (*Neovison vison*) (Carnivora)

Gamo (*Dama dama*) e Mufião (*Ovis aries*) (Artiodactyla)

Ambas as espécies do género *Rattus* colonizaram e estabeleceram-se em Portugal Continental beneficiando da presença humana e expansão urbana, sendo incluídas na base de dados global para espécies invasoras que reconhecidamente ameaçam a biodiversidade nativa e as áreas naturais.

Também as outras 3 espécies referidas e excluídas da avaliação foram consideradas espécies suscetíveis de causar impacto na biodiversidade autóctone: o visão-americano (*Neovison vison*) é um invasor de sucesso, com origem numa introdução acidental de animais em fuga explorados para a indústria de peles em Espanha; o gamo (*Dama dama*), introduzido na Europa entre os

sécs. XI e XX e o mufão (*Ovis aries*), de introdução recente, são espécies cinegéticas mantidas maioritariamente em zonas cercadas, apesar de fugas ocasionais e alguns indivíduos ocorrerem em liberdade.

Análise comparativa com a anterior avaliação

No conjunto das espécies avaliadas verifica-se em geral um agravamento na percentagem de espécies nas categorias CR, EN, VU, NT entre a última avaliação (Cabral *et al.* 2005) e a presente avaliação (23,8 % vs. 29,7 %) (Figs. 5.1 e 5.2), o que pode resultar de um maior conhecimento sobre a biologia e ecologia das diferentes espécies e simultaneamente de uma degradação da qualidade ambiental dos habitats adequados para a manutenção de populações estáveis.

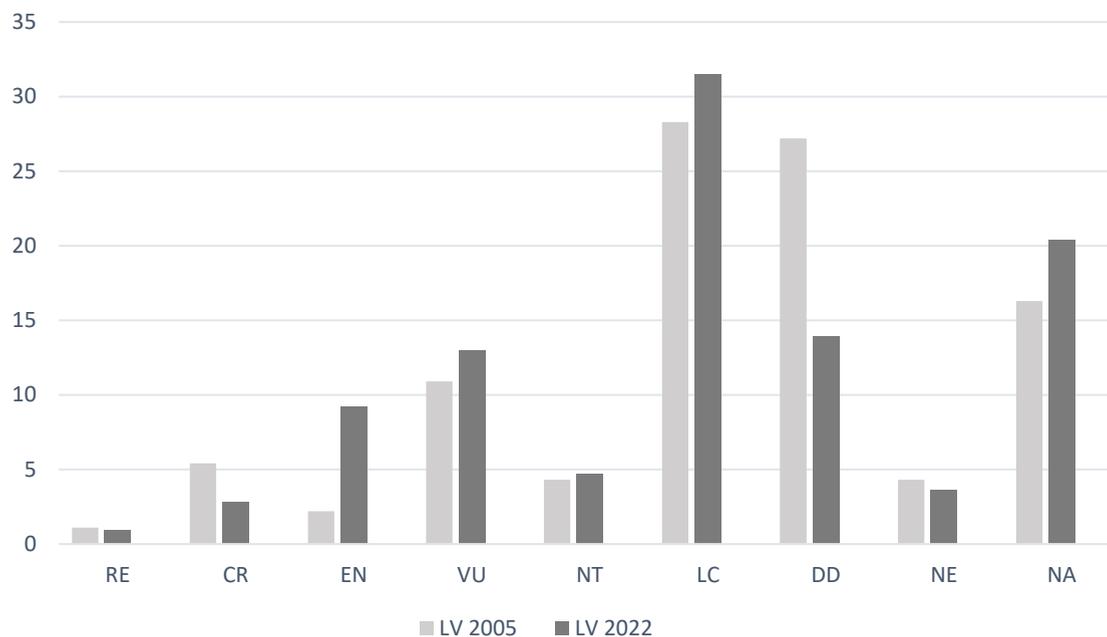


Figura 5.1. Percentagem de espécies nas diferentes categorias de ameaça na presente e anterior avaliação

A categoria Em Perigo (EN) é a que apresenta em percentagem um maior incremento (3,2 % vs. 9,2 %). Esta diferença resulta maioritariamente do aumento da percentagem das espécies de insetívoros (Eulipotyphla), de morcegos (Chiroptera) e de carnívoros (Carnivora) nesta categoria, na presente avaliação. São considerados os principais fatores de ameaça para as espécies de insectívoros o uso de pesticidas, que tem contribuído para a redução de invertebrados,

suas presas preferenciais, a poluição dos cursos de água e períodos de seca prolongada no caso das espécies associadas aos habitats aquáticos. Os morcegos são também ameaçados pelo risco de contaminação ambiental por pesticidas ou outros agrotóxicos, e pela destruição e perturbação dos abrigos. Para os carnívoros, para além do declínio das populações de presas, é preocupante a degradação continuada dos ecossistemas naturais, consequência das atividades humanas, para o que também tem contribuído a ocorrência crescente de incêndios florestais.

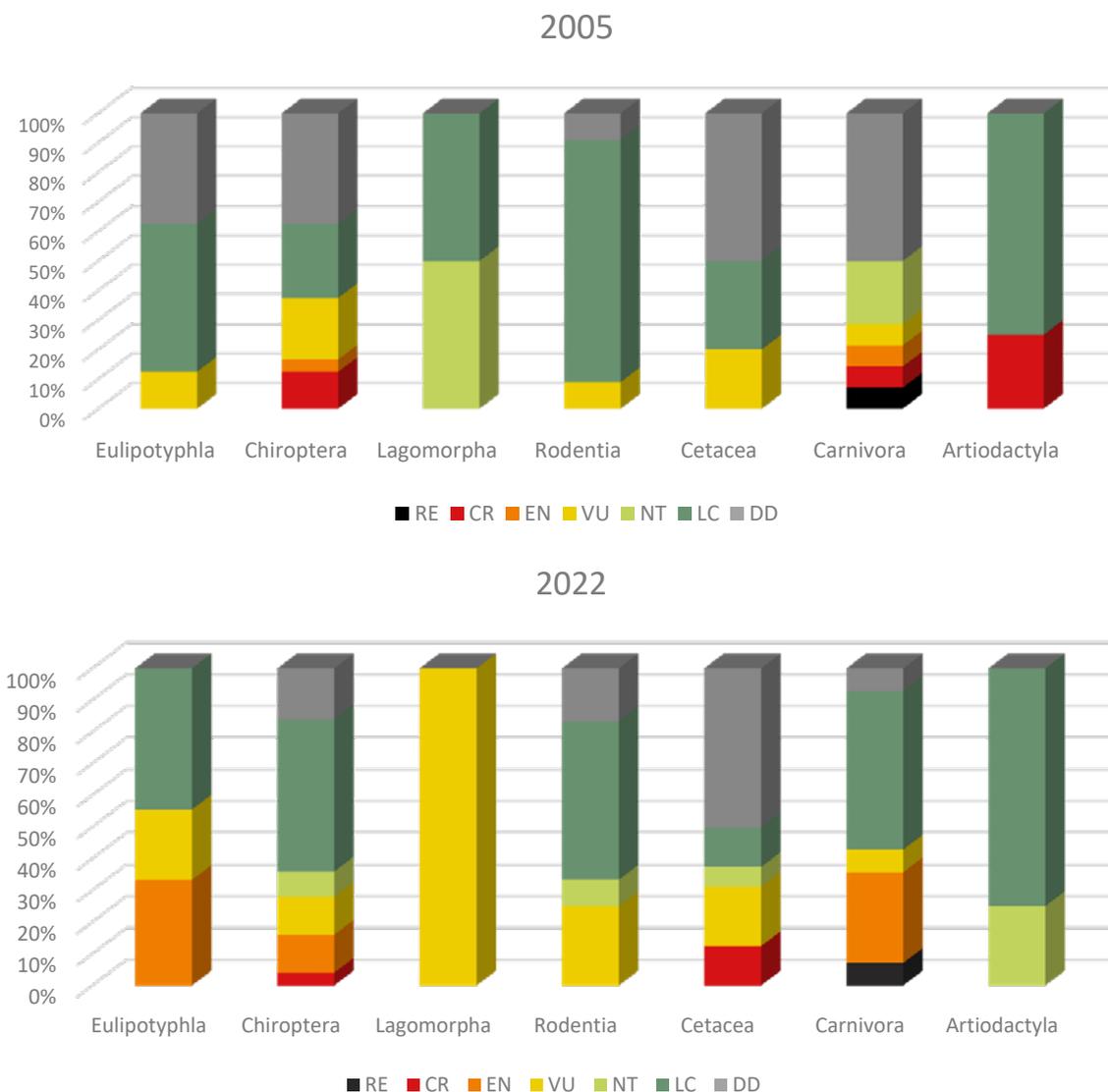


Figura 5.2. Tendências (em percentagem) das categorias de Ameaça nos grupos taxonómicos avaliados em períodos distintos.

O aumento da percentagem de espécies na categoria Vulnerável (VU) (10,9 % vs. 13 %) resulta fundamentalmente da inclusão das 2 espécies de lagomorfos (*Lagomorpha*) nesta categoria assim como de um maior número de espécies de roedores (*Rodentia*), sendo de referir para os lagomorfos as doenças virais como a principal causa de regressão populacional. No entanto, o maior conhecimento das espécies em ambos os grupos taxonómicos e a identificação dos principais fatores de ameaça têm permitido delinear cenários preditivos da evolução da abundância populacional, constituindo a atribuição desta categoria um indicador de referência para a implementação das necessárias medidas de conservação.

No caso dos cetáceos (*Cetacea*), apesar de não se identificar um aumento acentuado em cada uma das categorias de ameaça, com exceção da categoria Criticamente em Perigo (CR) não representada na anterior avaliação, verifica-se, no entanto, que a percentagem de espécies ameaçadas (CR, EN, VU, NT) aumentou consideravelmente na presente avaliação (17,6 % vs. 21,4 %), sendo também um sinal de alerta para a necessidade de uma monitorização continuada das populações de algumas espécies, e acompanhamento da evolução populacional.

Adicionalmente, constata-se um ligeiro aumento da percentagem de espécies na categoria Pouco Preocupante (LC) (28,0 % vs. 31,5 %) e uma diminuição para cerca de metade da percentagem de espécies com Informação Insuficiente (DD) (27,0 % vs. 13,9 %). Para esta situação contribuíram não só os estudos que acompanharam a preparação deste Livro Vermelho, mas o maior conhecimento disponível sobre a situação de um maior número de espécies, sobre a sua biologia, ecologia e distribuição, e os principais fatores de ameaça. No entanto, mantêm-se lacunas de conhecimento para algumas espécies, nomeadamente sobre tendências populacionais, esperando-se que este Livro Vermelho possa servir de orientação para definir planos de ação que priorizem medidas de atuação a implementar e que incorporem também ações de sensibilização, aceites como um instrumento importante na conservação das espécies mais impactadas pelas atividades humanas.

Bibliografia

- Abbott IM, Butler F & Harrison S (2012). When flyways meet highways—The relative permeability of different motorway crossing sites to functionally diverse bat species. *Landscape and Urban Planning* 106, 293-302.
- Abel G (1970). Zum Höchstalter der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). *Myotis* 8, 38.
- Abelencev VI, Pidoplicko IG & Popov BM (1956) Fauna Ukraini, vol 1. Ssavci. Vidavictvo Akad. Nauk Ukrain'skoi RSR, Kiev.
- Abend AG & Smith TD (1999). Review of Distribution of the Long-Finned Pilot Whales (*Globicephala melas*) in the North Atlantic and Mediterranean. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-117. Northeast Fisheries Science Center. United States Department of Commerce. Relatório não publicado.
- Abreu MP (1993). *A comunidade de carnívoros da Reserva Natural da Serra da Malcata: uma partilha de recursos*. Relatório de estágio de Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Acevedo P & Cassinello J (2009). Biology, ecology and status of Iberian ibex *Capra pyrenaica*: a critical review and research prospectus. *Mammal Review* 39, 17-32.
- Acevedo P, Melo-Ferreira J, Real R & Alves PC (2012). Past, Present and Future Distributions of an Iberian Endemic, *Lepus granatensis*: Ecological and Evolutionary Clues from Species Distribution Models. *PLoS ONE* 7, e51529
- ACR (2021). African Chiroptera Report 2021. Cakenberghe V Van & Seamark ECJ (eds.). AfricanBats NPC, Pretoria. <https://africanbats.org/publications/african-chiroptera-report/>
- Afonso E, Goydadin AC, Giraudoux P & Farny G (2017). Investigating hybridization between the two sibling bat species *Myotis myotis* and *M. blythii* from guano in a natural mixed maternity colony. *PLoS One* 12, e0170534.
- Agirre-Mendi PT (2007). *Myotis mystacinus*. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Aguiar FC, Fernandes MR, Martins MJ, Silva PC, Chelu A & Ferreira MT (2018). *Into human-disturbed landscapes: functional linkages between land-use, geomorphology and the diversity of riparian plant ecosystems*. In I.S. Rivers 2018, Lyon, France.
- Aguiar Z (2013). *Ecologia alimentar do boto (Phocoena phocoena) ao longo da costa continental portuguesa*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Porto, Porto.
- Aguilar A & Garcia-Vernet R (2018). Fin whale *Balaenoptera physalus*. In Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.). Academic Press, Londres.
- Ahnlund H (2009). Sexual maturity and breeding season of the badger, *Meles meles* in Sweden. *Journal Zoology* 190(1), 77-95.
- Aihartza J, Garin I, Goiti U, Zabala J & Zuberogoitia I (2003). Spring habitat selection by the Mediterranean Horseshoe Bat (*Rhinolophus euryale*) in the Urdaibai Biosphere Reserve (Basque Country). *Mammalia* 67, 25-32
- Alasaad S, Fickel J, Rossi L, Sarasa M, Benítez-Camacho B et al. & Soriguer RC (2012). Applicability of major histocompatibility complex DRB1 alleles as markers to detect vertebrate hybridization: a case study from Iberian wild goat × domestic goat in southern Spain. *Acta Veterinaria Scandinavica* 54, 56.
- Alberdi A, Razgour O, Aizpurua O, Novella-Fernandez R, Aihartza J, et al. & Gilbert MTP (2020). DNA metabarcoding and spatial modelling link diet diversification with distribution homogeneity in European bats. *Nature Communications* 11, 1154.
- Alcalde J, Benda P & Juste J (2016). *Rhinolophus mehelyi*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T19519A21974380 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T19519A21974380.en>. (consultado em 2 junho 2022).
- Alcalde JT (2009). *Myotis alcathoe* Helversen & Heller, 2001 y *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825), nuevas especies de quirópteros para Navarra. *Munibe* 57, 225-236.
- Alcalde JT, Jiménez M, Brila I, Vintulis V, Voigt CC & Pétersons G (2021). Transcontinental 2200 km migration of a *Nathusius' pipistrelle (Pipistrellus nathusii)* across Europe. *Mammalia* 85, 161-163.
- Alcántara M & Díaz M (1996). Patterns of body weight, body size, and body condition in the wood mouse *Apodemus sylvaticus* L.: effects of sex and habitat quality. In *European Mammals: Proceedings of the I European Congress of Mammalogy*.
- Alexandre M, Hipólito D, Ferreira E, Fonseca C & Rosalino LM (2020). Humans do matter: determinants of red fox (*Vulpes vulpes*) presence in a western Mediterranean landscape. *Mammal Research* 65(2), 203-214.
- Alexiadou P, Foskolos I & Frantzis A (2019). Ingestion of macroplastics by odontocetes of the Greek Seas, Eastern Mediterranean: Often deadly!. *Marine Pollution Bulletin* 146, 67-75.
- Alfonsi E, Hassani S, Carpentier FG, Clec'h JLe, Dabin W et al. & Jung JL (2012). A European melting pot of harbour porpoise in the French Atlantic coasts inferred from mitochondrial and nuclear data. *PLoS ONE* 7, e44425.
- Allen BM, Brownell RL & Mead JG (2012). Species review of Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*. Paper SC/63/SM17. *Reports of International Whaling Commission*.
- Allen BM, Mead JG, Brownell RL & Yamada TK (2012). Review of current knowledge on *Mesoplodon densirostris* in the North Pacific and North Indian oceans, including identification

- of knowledge gaps and suggestions for future research. Paper SC/64/SM33 presented to Scientific Committee, International Whaling Commission.
- Allen R, Jarvis D, Sayer S & Mills C (2012). Entanglement of grey seals *Halichoerus grypus* at a haul out site in Cornwall, UK. *Marine Pollution Bulletin* 64, 2815-2819.
- Álvares F & Brito JC (2006). Habitat requirements and potential areas of occurrence for the Pine Marten in North-western Portugal: conservation implications. In Santos-Reis M, Birks JDS, O'Doherty EC & Proulx G (eds.): *Martes in carnivore communities*. Alpha Wildlife Publications, Alberta, Canada.
- Álvares F & Domingues J (2010). Presença histórica do urso em Portugal e testemunhos da sua relação com as comunidades rurais. *AÇAFA on-line* 3, 1-22.
- Álvares F, Barroso I, Costa GF, Espírito-Santo C, Fonseca C, Godinho R, Nakamura M, Petrucci-Fonseca F, Pimenta V, Ribeiro S, Rio-Maior H, Santos N & Torres R (2015). Situação de referência para o Plano de Ação para a Conservação do Lobo-ibérico em Portugal (PACLOBO). ICNF/CIBIO-INBIO/CE3C-UA, Lisboa.
- Álvares F, Bencatel J & Barbosa AM (2019). Espécies extintas ou de ocorrência duvidosa. In Bencatel J, Sabino-Marques H, Álvares F, Moura AE & Barbosa AM (eds.). *Atlas de Mamíferos de Portugal: 2ª Edição*. Universidade de Évora, Évora.
- Alves F, Dinis A, Cascão I & Freitas L (2010). Bryde's whale (*Balaenoptera brydei*) stable associations and dive profiles: new insights into foraging behavior. *Marine Mammal Science* 26, 202-212.
- Alves F, Dinis A, Nicolau C, Ribeiro C, Kaufmann M, et al. & Freitas L (2015). Survival and abundance of short-finned pilot whales in the archipelago of Madeira, NE Atlantic. *Marine Mammal Science* 31, 106-121.
- Alves F, Loureiro F, Rosalino LM, Carvalho S, Rei C & Santos-Reis M (2007). Effects of fire on Eurasian badger's trophic ecology in cork oak woodlands of SW Portugal. *Galemys: 19(nº especial)*, 251-270.
- Alves J, Silva AA, Soares AMVM & Fonseca C (2014). Spatial and temporal habitat use and selection by red deer: The use of direct and indirect methods. *Mammalian Biology* 79, 338-348.
- Alves P (2013). *Rhinolophus euryale*. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Alves PC (1994). *Estudo da reprodução e do estado de condição física de duas populações portuguesas de coelho-bravo*, *Oryctolagus cuniculus* L. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.
- Alves PC, Ferrand N & Hacklanader K (eds) (2008) *Lagomorph biology: evolution, ecology and conservation*. Springer, Berlin.
- Alves PC, Gonçalves H, Santos M & Rocha A (2002). Reproductive biology of the Iberian hare, *Lepus granatensis*, in Portugal. *Mammalian Biology* 67, 358-371.
- Amichai E & Korine C (2020). Kuhl's Pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Amorim A, Alves P & Rebelo H (2013). Bridges over the troubled conservation of Iberian bats. *Barbastella* 6, 3-12.
- Amorim F (2013). *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) Morcego de Bechstein. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Amorim F, Alves P & Rebelo H (2013). Bridges over the troubled conservation of Iberian bats. *Barbastella* 6, 3-12.
- Amorim F, Ancillotto L & Mata VA (2020a). European free-tailed bat *Tadarida teniotis* (Rafinesque, 1814). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Amorim F, Mata VA, Beja P & Rebelo H (2015). Effects of a drought episode on the reproductive success of European free-tailed bats (*Tadarida teniotis*). *Mammalian Biology – Zeitschrift Für Säugetierkunde* 80, 228-236.
- Amorim F, Pita R, Mata VA, Beja P & Rebelo H (2022). Crowding after sudden habitat loss affects demography and social structure in a bat population. *Journal of Animal Ecology* 91, 668-680.
- Amorim F, Razgour O, Mata VA, Lopes S, Godinho R, et al. & Rebelo H (2020b). Evolutionary history of the European free-tailed bat, a tropical affinity species spanning across the Mediterranean Basin. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 58, 499-518.
- Amorim F, Rebelo H & Rodrigues L (2012). Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. *Acta Chiropterologica* 14, 439-457.
- Ancillotto L, Santini L, Ranc N, Maiorano L & Russo D (2016). Extraordinary range expansion in a common bat: the potential roles of climate change and urbanization. *The Science of Nature* 103, 15.
- Ancillotto, L & Russo, D (2020). Brown Long-Eared Bat *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758). In Hackländer, K., Zachos, F.E. (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham.
- Andersen JM, Wiersma YF, Stenson GB, Hammill MO, Rosing-Asvid A & Skern-Maurizen M (2013). Habitat selection by hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science* 70, 173-185.
- Andersen LW, Ruzzante DE, Walton M, Berggren P, Bjørge A & Lockyer C (2001). Conservation genetics of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in eastern and central North Atlantic. *Conservation Genetics* 2, 309-324.
- Anderson D, Baird RW, Bradford AL & Oleson EM (2020). Is it all about the haul? Pelagic false killer whale interactions with longline fisheries in the central North Pacific. *Fisheries Research* 230, 105665.
- Andreas M, Reiter A & Benda P (2012). Prey selection and seasonal diet changes in the western barbastelle bat (*Barbastella barbastellus*). *Acta Chiropterologica* 14, 81-92.
- Ângelo A (2020). Arrojamentos de cetáceos e interações com as pescas na costa norte de Portugal Continental. Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Araújo MB (coord.), Guilhaumon F, Neto DR, Pozo I & Calmaes-trar R (2012). Biodiversidade e Alterações Climáticas / Biodiversidad y Alteraciones Climáticas. Ministério da

- Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território & Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Lisboa /Madrid.
- Araújo MB, Guilhaumon F, Rodrigues Neto D, Pozo Ortego I & Gómez Calmaestra R (2011). Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático. 2. *Fauna de vertebrados*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Archer FI & Perrin WF (1999). Mammalian species - *Stenella coeruleoalba*. *The American Society of Mammalogist* 603, 1-9.
- Archer FI (2009). Striped Dolphin: *Stenella coeruleoalba*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Arlettaz R (1999). Habitat selection as a major resource partitioning mechanism between the two sympatric sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Journal of Animal Ecology* 68, 460-471.
- Arlettaz R, Christe P & Schaub M (2017). Food availability as a major driver in the evolution of life-history strategies of sibling species. *Ecology and Evolution* 7, 4163-4172.
- Arlettaz R, Godat S, Meyer H (2000). Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological conservation* 93, 55-60.
- Arlettaz R, Ruchet C, Aeschmann J, Brun E, Genoud M & Vogel P (2000). Physiological traits affecting the distribution and wintering strategy of the bat *Tadarida teniotis*. *Ecology* 81, 1004-1014.
- Arthur L & Lemaire M (2015). *Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*, 2nd ed. Biotope, Méze.
- Ascensão F & Mira A (2006). Spatial patterns of road kills: a case study in Southern Portugal. In Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation.
- ASCOBANS- Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas (2019). ASCOBANS Species Action Plan (SAP) for North-East Atlantic Common Dolphin (*Delphinus delphis*). Relatório não publicado.
- Ashrafi S, Rutishauser M, Ecker K, Obrist MK, Arlettaz R & Bontadina F (2013). Habitat selection of three cryptic *Plecotus* bat species in the European Alps reveals contrasting implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 22, 2751-2766.
- Avella F, Castells A & Mayo M (1993). Los pinnípedos de las costas atlánticas y cantábricas de la península Ibérica. *Quercus* 85, 29-34.
- Ayres B (1914). *Catálogo sinótico dos Mamíferos de Portugal*. Imprensa da Universidade, Coimbra.
- Azami-Conesa I, Sansano-Maestre J, Martínez-Díaz RA & Gómez-Muñoz MT (2021). Invasive species as hosts of zoonotic infections: the case of American mink (*Neovison vison*) and *Leishmania infantum*. *Microorganisms* 9(7), 1531.
- Azorit C, Tellado S, Oya A & Moro J (2012). Seasonal and specific diet variations in sympatric red and fallow deer of southern Spain: a preliminary approach to feeding behaviour. *Animal Production Science* 52, 720-727.
- Azzellino A, Airoidi S, Gaspari S, Lanfredi C, Moulins A, et al. & Tepsich P (2016). Risso's dolphin, *Grampus griseus*, in the Western Ligurian Sea: trends in population size and habitat use. *Advances in Marine Biology* 75, 205-232.
- Baeta Neves CM (1967). Sobre a Existência e Extinção do Urso em Portugal. *Publicações da Liga para a Protecção da Nat.* XIX, 1-7.
- Bafaluy J (2000). Mortandad de murciélagos por atropello en carreteras del sur de la provincia de Huesca. *Galemys* 12, 15-23.
- Baird RW (2009). False Killer whale: *Pseudorca crassidens*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Baird RW (2009). Risso's dolphin: *Grampus griseus*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Baird RW (2018). Cuvier's Beaked Whales. In Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs K (eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (3rd ed.). Academic Press, San Diego.
- Baird RW (2018). *Pseudorca crassidens* (errata version published in 2019). *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T18596A145357488. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T18596A145357488.en> (consultado em 11 outubro 2021).
- Baird RW, Brownell Jr. RL & Taylor BL (2020). *Ziphius cavirostris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T23211A50379111. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T23211A50379111.en> (consultado em 15 outubro 2021).
- Baláz I & Ambros M (2006). Shrews (*Sorex* spp.) somatometry and reproduction in Slovakia. *Biologia* 61, 611-620.
- Ballari SA & Barrios-García MN (2014). A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review* 44: 124-134.
- Balloux F, Goudet J & Perrin N (1998). Breeding system and genetic variance in the monogamous, semi-social shrew, *Crocifura russula*. *Evolution* 52(4), 1230-1235.
- Balmori A (2018). Advances on the group composition, mating system, roosting and flight behaviour of the European free-tailed bat (*Tadarida teniotis*). *Mammalia* 82, 460-468.
- Bandeira V (2016). *Bio-ecology of the Egyptian Mongoose* (*Herpestes ichneumon*) in Portugal. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Bandeira V, Virgós E, Azevedo A, Cunha MV & Fonseca C (2021). Association between reproduction and immunity in *Herpestes ichneumon* is sex-biased and unaffected by body condition. *Journal of Zoology* 313, 124-134.
- Bandeira V, Virgós E, Barros T, Cunha MV & Fonseca C (2016). Geographic variation and sexual dimorphism in body size of the Egyptian mongoose, *Herpestes ichneumon* in the western limit of its European distribution. *Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology* 264, 1-10.
- Bandeira V, Virgós E, Carvalho J, Barros T, Cunha MV & Fonseca C (2018). Diet footprint of Egyptian mongoose along ecological gradients: effects of primary productivity and life history traits. *Mammalian Biology* 88, 16-25.

- Barataud M, Jemin J, Grugier Y & Mazaud S (2012). Étude sur les territoires de chasse du Rhinolophe euryale, *Rhinolophus euryale*, en Corrèze, site Natura 2000 des Abîmes de la Fage. *Le naturaliste vendéen* 9, 43-55.
- Barbosa S, Mestre F, White TA, Paupério J, Alves PC & Searle JB (2018). Integrative approaches to guide conservation decisions: Using genomics to define conservation units and functional corridors. *Molecular Ecology* 27, 3452-3465.
- Barbosa S, Paupério J, Herman JS, Ferreira CM, Pita R, Vale-Gonçalves HM, Cabral JA, Garrido-García JA, Soriguer RC, Beja P, Mira A, Alves PC & Searle JB (2017). Endemic species may have complex histories: within-refugium phylogeography of an endangered Iberian vole. *Molecular Ecology* 26, 951-967.
- Barlow J & Cameron GA (2003). Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal by-catch in the California drift gill net fishery. *Marine Mammal Science* 19, 265-283.
- Barlow KE (1997). The diets of two phonic types of the bat *Pipistrellus pipistrellus* in Britain. *Journal of Zoology* 243, 597-609.
- Barratt EM, Deaville R, Burland TM, Bruford MW, Jones G, Racey PA & Wayne RK (1997). DNA answers the call of pipistrelle bat species. *Nature* 387, 138-139.
- Barreiro S (2013). *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Barrios-García MN & Ballari SA (2012). Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions* 14: 2283-2300.
- Barros P & Cabral JA (2013). *Pipistrellus pipistrellus* in *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.). Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Barros P, Vale-Gonçalves H, Paupério J, Cabral J & Rosa G (2016). Confirmation of European snow vole *Chionomys nivalis* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) occurrence in Portugal. *Italian Journal of Zoology*. 83(1), 139-145.
- Barros T & Fonseca C (2011). Expansión del meloncillo *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758) en Portugal. *Galemys* 23, 9-15.
- Barros T, Carvalho J, Pereira MJR, Ferreira JP & Fonseca C (2015). Following the trail: Factors underlying the sudden expansion of the Egyptian mongoose (*Herpestes ichneumon*) in Portugal. *PLoS ONE* 10(8), e0133768.
- Barros T, Ferreira E, Rocha RG, Brotas G, Carranza J *et al.* & Torres RT (2020). The multiple origins of roe deer populations in Western Iberia and their relevance for conservation. *Animals* 10, 2419.
- Barros T, Fonseca C & Ferreira E (2021). On the origin of the Egyptian mongoose in the Iberian Peninsula: is there room for reasonable doubt? *Mammalian Biology*, 101: 843-850.
- Basran CJ, Bertulli CG, Cecchetti A, Rasmussen MH, Whittaker M & Robbins J (2019). First estimates of entanglement rate of humpback whales *Megaptera novaeangliae* observed in coastal Icelandic waters. *Endangered species research* 38, 67-77.
- Batalha A (2011). *Avaliação da população de veado (Cervus elaphus L.) na Herdade da Contenda*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Évora, Portugal.
- Battersby SA (2015). Rodents as carriers of disease. In Buckle AP, Smith RH. *Rodent pests and their control*. CABI, UK.
- Bearzi G, Reeves RR, Remonato E, Pierantonio N & Airoidi S (2011). Risso's dolphin *Grampus griseus* in the Mediterranean Sea. *Mammalian Biology* 76, 385-400.
- Beineke A, Baumgärtner W & Wohlsein P (2015). Cross-species transmission of canine distemper virus—an update. *One Health* 1, 49-59.
- Beja P, Gordinho L, Loureiro F, Santos-Reis M & Borralho R (2009). Predator abundance in relation to small game management in Southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research* 55, 227-238.
- Beja PR (1992). Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the southwest coast of Portugal. *Ecography* 15, 273-278.
- Beja PR (1996). Temporal and spatial patterns of rest-site use by four female otters *Lutra lutra* along the south-west coast of Portugal. *Journal of Zoology, London* 239, 741-753.
- Bell B (2001). Removal of rabbits from Deserta Grande Island, Madeira Archipelago. *Arquipélago. Life and Marine Sciences*, supplement 2 (part b): 117-119.
- Bencatel J, Ferreira CC, Barbosa AM, Rosalino LM & Álvares F (2018). Research trends and geographical distribution of mammalian carnivores in Portugal (SW Europe). *PLoS ONE* 13(11), e0207866.
- Bencatel J, Sabino-Marques H, Álvares F, Moura AE & Barbosa AM (eds.) (2019). *Atlas de Mamíferos de Portugal: 2ª Edição*. Universidade de Évora, Évora, Portugal. (<http://atlas-mamiferos.uevora.pt/>)
- Benda P & Tsytsulina KA (2000). Taxonomic revision of *Myotis mystacinus* group (Mammalia: Chiroptera) in the western Palearctic. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 64, 331-398.
- Benda P, Faizolâhi K, Andreas M, Obuch J, Reiter A, *et al.* & Ashrafi, S (2012). Bats (Mammalia: Chiroptera) of the Eastern Mediterranean and Middle East. Part 10. Bat fauna of Iran. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 76, 163-582.
- Benda P, Michal A, Koch D, Lu an RK, Munclinger P, *et al.* & Weinfurtová D (2006). Bats (Mammalia: Chiroptera) of the Eastern Mediterranean. Part 4. Bat fauna of Syria: distribution, systematics, ecology. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 70, 1-329.
- Benda P, Spitzenberger F, Hanák V, Andrea M, Reiter A, *et al.* J & Uhrin M (2014). Bats (Mammalia: Chiroptera) of the Eastern Mediterranean and Middle East. Part 11. On the bat fauna of Libya II. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 78, 1-162.
- Bendjeddou ML, Bouam I, Aulagnier S, Abdelaziz SE, Etayeb K, Mihalca AD & Sándor AD (2022). First record of the lesser horseshoe bat, *Rhinolophus hipposideros* (Borkhausen, 1797), in Libya and potential distribution in North Africa. *Mammalia* 86, 328-332.

- Bengtsson O, Lydersen C, Kovacs KM & Lindstrøm U (2020). Ringed seal (*Pusa hispida*) diet on the west coast of Spitsbergen, Svalbard, Norway: during a time of ecosystem change. *Polar Biology* 43, 773-788.
- Bennet B & Richard FJ (2021). Distribution modelling of the garden dormouse *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766) with novel climate change indicators. *Mammalian Biology* 101, 589-599.
- Bento MC, Canha R, Eira C, Vingada J, Nicolau L *et al.* & Duarte A (2019). Herpesvirus infection in marine mammals: A retrospective molecular survey of stranded cetaceans in the Portuguese coastline. *Infection, Genetics and Evolution* 67, 222-233.
- Bento MC, Eira C, Vingada JV, Marçalo A, Ferreira M *et al.* & Duarte A (2016). New insight into dolphin morbillivirus phylogeny and epidemiology in the northeast Atlantic: opportunistic study in cetaceans stranded along the Portuguese and Galician coasts. *BMC Veterinary Research* 12, 176.
- Bernaldo de Quirós Y, Fernandez A, Baird RW, Brownell Jr RL, Aguilar de Soto N *et al.* & Frantzis A (2019). Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 286, 20182533.
- Bernardo J (2009). *Influência antropogénica na distribuição da Lontra (Lutra lutra)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Bertolino S (2017). Distribution and status of the declining garden dormouse *Eliomys quercinus*. *Mammal Review* 47, 133-147.
- Bertolino S, Amori G, Henttonen H, Zagorodnyuk I, Zima J *et al.* & Kryštufek B (2008). *Eliomys quercinus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2008*: <https://www.iucnredlist.org/species/7618/12835766> (consultado em 24 junho de 2022).
- Bessa-Gomes C, Fernandes M, Abreu P, Castro L, Ceia H, Pinto B & Pires AE (2002). Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) au Portugal: diverses approches dans un scénario de pré-extinction. In Chapron G & Moutou F (eds.): *L'Etude et la Conservation des Carnivores*. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Paris.
- Bezem JJ, Sluiter JW & van Heerdt PF (1960). Population statistics of five species of the bat genus *Rhinolophus* hibernating in the caves of S. Limburg. *Archives Néerlandaises de Zoologie* 13, 511-539.
- Biedma L, Calzada J, Román J & Godoy JA (2019). Rare and rear: population genetics of marsh-specialist *Crocidura suaveolens* populations in the Gulf of Cádiz. *Journal of Mammalogy* 100(1), 92-102.
- Biedma L, Román J, Calzada J, Friis G & Godoy JA (2018). Phylogeography of *Crocidura suaveolens* (Mammalia: Soricidae) in Iberia has been shaped by competitive exclusion by *C. russula*. *Biological Journal of the Linnean Society* 123(1), 81-95.
- Biffi M, Gillet F, Laffaille P, Colas F, Aulagnier S, Blanc F & Michaux JR (2017). Novel insights into the diet of the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) using next-generation sequencing molecular analyses. *Journal of Mammalogy* 98(5), 1497-1507.
- BIOSFERA CONSULTORÍA MEDIOAMBIENTAL SL (2021). Programa de compensação dos Sistemas Ecológicos do Rio Tâmega e do SIC Alvão / Marão. Relatório não publicado.
- Birtsas P, Sokos C & Exadactylos S (2012). Carnivores in burned and adjacent unburned areas in a Mediterranean ecosystem. *Mammalia* 76(4), 407-415.
- Bittau L, Leone M, Gannier A, Gannier A & Manconi R (2018). Two live sightings of Sowerby's beaked whale (*Mesoplodon bidens*) from the western Mediterranean (Tyrrhenian Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98, 1003-1009.
- Bjørge A, Desportes G, Waring G & Rosing-Asvid A (2010). The harbour seal (*Phoca vitulina*) - a global perspective. *NAMMCO Scientific Publications* 8, 7-14.
- Bjørge A, Moan A, Nilsen KT & Øigård TA (2016). Bycatch of harbour and grey seals in Norway. Paper SC/24/BYCWG/07 presented to NAMMCO CSWG. Reykjavik.
- Bjørge A, Ølen N, Hartvedt S, Bøthun G & Bekkby T (2002). Dispersal and bycatch mortality in gray, *Halichoerus grypus*, and harbor, *Phoca vitulina*, seals tagged at the Norwegian coast. *Marine Mammal Science* 18, 963-976.
- Bjurlid F, Dam M, Hoydal K & Hagberg J (2018). Occurrence of polybrominated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans (PBDD/Fs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in pilot whales (*Globicephala melas*) caught around the Faroe Islands. *Chemosphere* 195, 11-20.
- Blair HB, Merchant ND, Friedlaender AS, Wiley DN & Parks SE (2016). Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. *Biology Letters* 12, 20160005.
- Blanco J (1998). *Mamíferos de España. I. Insectívoros, Quirópteros, Primates y Carnívoros de la península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geo Planeta Guías de campo, Barcelona.
- Blanco JC & Gonzalez JL (eds.) (1992) *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.
- Boisseau O (2014). Visual sightings from Song of the Whale 1993-2013. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1158>) (consultado entre 21 junho a 1 setembro 2021).
- Boitani L, Phillips M & Jhala Y (2018). *Canis lupus* (errata version published in 2020). *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T3746A163508960. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T3746A163508960.en>. consultado a 1 de julho 2022)
- Bonhomme F (1996). The laboratory mouse and its wild relatives. *Genetic variants and strains of the laboratory mouse* 2, 1577-1596.
- Bontadina F, Arlettaz R, Fankhauser T, Lutz M, Muhlethaler E, Theiler A & Zingg P (2000). The lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: present status and research recommendations. *Le Rhinolophe* 14, 69-83.
- Bontadina F, Schmied SF, Beck A & Arlettaz R (2008). Changes in prey abundance unlikely to explain the demography of a critically endangered Central European bat. *Journal of Applied Ecology* 45, 641-648.
- Bontadina F, Schofield H & Naef-Daenzer B (2002). Radio-tracking reveals that lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) forage in woodland. *Journal of Zoology* 258, 281-290.

- Boonman M (2000). Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology* 251, 385-389.
- Borralho R, Rego F, Palomares F & Hora A (1996). The distribution of the Egyptian mongoose *Herpestes ichneumon* (L.) in Portugal. *Mammal Review* 26, 1-8.
- Boston ESM, Dechmann DKN & Ruczynski I (2020). Leisler's Noctule *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*, Springer Nature, Cham.
- Boston ESM, Montgomery WI, Hynes R & Prodohl PA (2015) New insights on postglacial colonization in western Europe: the phylogeography of the Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*). *Proceeding of the Royal Society B Biological Sciences* 282, 2014-2605.
- Bouteiller C & Perrin N (2000). Individual reproductive success and effective population size in the greater white-toothed shrew *Crocidura russula*. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267(1444), 701-705.
- Bouteiller-Reuter C & Perrin N (2005). Sex-specific selective pressures on body mass in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*. *Journal of Evolutionary Biology* 18(2), 290-300.
- Bowen D (2016). *Halichoerus grypus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T9660A45226042. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T9660A45226042.en>. (consultado em 1 outubro 2021).
- Bowen WD & Harrison G (2007). Seasonal and interannual variability in grey seal diets on Sable Island, eastern Scotian Shelf. *NAMMCO Scientific Publications* 6, 123-134.
- Boye P, Dietz M & Weber M (1999). *Bats and Bat Conservation in Germany*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Branco M, Ferrand N & Monnerot M (2000). Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity* 85, 307-317.
- Brarrionuevo F, Zurita F, Burgos M & Jiménez R (2004). Developmental stages and growth rate of the mole *Talpa occidentalis* (Insectivora, Mammalia). *Journal of Mammalogy* 85 (1), 120-125.
- Braulik G & Jefferson TA (2018). *Stenella frontalis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T20732A50375312. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T20732A50375312.en> (consultado em 15 outubro 2021).
- Braulik G (2019). *Lagenorhynchus acutus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T11141A50361160. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20193.RLTS.T11141A50361160.en> (consultado em 2 julho 2021)
- Braza F (2007). *Dama dama* (Linnaeus, 1758). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco C (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Brentano RE & Petry MV (2020). Marine debris ingestion and human impacts on the Pygmy sperm whale (*Kogia breviceps*) in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110595.
- Brito C (2011). Cetacean occurrence off the west central Portugal coast from boat-based surveys 2007-2008. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/726>) (consultado em 1 julho 2021).
- Brito C, Vieira N, Sá E & Carvalho I (2009). Cetaceans' occurrence off the west central Portugal coast: a compilation of data from whaling, observations of opportunity and boat-based surveys. *Journal of Marine Animals & Their Ecology* 2, 10-13.
- Brown DM, Sieswerda PL & Parsons ECM (2019). Potential encounters between humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) and vessels in the New York Bight apex, USA. *Marine Policy* 106, 103527.
- Brunet-Lecomte P (1990). Liste des espèces souterraines d'Europe (Arvicolidae, Rodentia). *Mammalia* 54, 597-604.
- Bryja J, Patzenhauerová H, Albrecht T, Mošanský L, Stanko M & Stopka P (2008). Varying levels of female promiscuity in four *Apodemus* mice species. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63, 251-260.
- Buckley DJ, Lundy MG, Boston ESM, Scott DD, Gager Y, et al. & Teeling EC (2013). The spatial ecology of the whiskered bat (*Myotis mystacinus*) at the western extreme of its range provides evidence of regional adaptation. *Mammalian Biology* 78, 198-204.
- Budinski I & López-Baucells A (2022). *Myotis mystacinus* species complex (*M. mystacinus*, *M. brandtii*, *M. alcatheae*, *M. davidii*). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Bugalho MN & Milne JA (2003). The composition of the diet of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint? *Forest Ecology & Management* 181, 23-29.
- Bugalho MN, Milne JA & Racey PA (2001). The foraging ecology of red deer in a Mediterranean environment: is a larger body size advantageous? *Journal of Zoology* 255, 285-289.
- Burns JJ (2009). Harbor Seal and Spotted Seal: *Phoca vitulina* and *P. largha*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Byers KA, Lee MJ, Patrick, DM & Himsworth, CG (2019). Rats about town: a systematic review of rat movement in urban ecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7, 13.
- Cabral MJ (coord.), Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Ferrand de Almeida N et al. & Santos-Reis M (eds) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Cabrera A (1914). *Fauna Iberica. Mamíferos Edición Facsimilar*. Universidad de Santiago.
- Caetano P & Pimenta MB (2017). *Urso-pardo em Portugal - Crónica de uma Extinção*. Editorial Bizâncio, Lisboa.
- Camarinha C (2020). *Padrões de atividade do Javali (Sus scrofa) em diferentes contextos paisagísticos mediterrânicos (Centro de Portugal)*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências. Universidade de Lisboa.
- Camarinha R, Garcia PV, Choi H & Rodrigues AS (2019). Overproduction of TNF- α and lung structural remodelling due to

- chronic exposure to volcanogenic air pollution. *Chemosphere* 222, 227-234.
- Cameron MF, Bengtson JL, Boveng PL, Jansen JK, Kelly BP, et al. & Wilder JM (2010). Status review of the bearded seal (*Erignathus barbatus*). United States Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-211. Relatório não publicado.
- Cañadas A & Hammond P (2006). Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management* 8, 13-27.
- Canivenc R, Maugeat C, Bonnin M & Aitken RJ (2009). Delayed implantation in the Beech marten (*Martes foina*). *Journal of Zoology* 193(3), 325-332.
- Canning SJ, Santos MB, Reid RJ, Evans PG, Sabin RC & Pierce GJ (2008). Seasonal distribution of white-beaked dolphins (*Lagenorhynchus albirostris*) in UK waters with new information on diet and habitat use. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88(6), 1159-1166.
- Canova L & Balestrieri A (2019). Long-term monitoring by roadkill counts of mammal populations living in intensively cultivated landscapes. *Biodiversity and Conservation* 28(1), 97-113.
- Cantoni D & Vogel P (1989). Social organization and mating system of free-ranging, greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Animal Behaviour* 38(2), 205-214.
- Carlström J, Denkinger J, Feddersen P & Øien N (1997). Record of a new northern range of Sowerby's beaked whale (*Mesoplodon bidens*). *Polar Biology* 17, 459-461.
- Carpio AJ, Apollonio M & Acevedo P (2021). Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review* 51, 95-108.
- Carr A, Weatherall A, Fialas P, Zeale MRK, Clare EL & Jones G (2020). Moths consumed by the Barbastelle *Barbastella barbastellus* require larval host plants that occur within the bat's foraging habitats. *Acta Chiropterologica* 22, 257-269.
- Carranza J (2007). *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco C (eds.): Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Carretta JV, Forney KA, Oleson E, Martien K, Muto MM, et al. & Hill MC (2012). U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2011. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-488. United States Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SWFSC-504. Relatório não publicado.
- Carretta JV, Forney KA, Oleson EM, Weller DW, Lang AR et al. & Brownell Jr. RL (2017). U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2016. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-SWFSC-577. Relatório não publicado.
- Carretta JV, Moore JE & Forney KA (2019). Estimates of marine mammal, sea turtle, and seabird bycatch from the California large-mesh drift gillnet fishery: 1990-2017. United States Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-619. Relatório não publicado.
- Carrillo M & Ritter F (2010). Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: Proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of Cetacean Research and Management* 11, 131-138.
- Carro F (2007). *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Carvalho F & Mira A (2011). Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research* 57, 157-174.
- Carvalho F, Carvalho R, Mira A & Beja P (2014). Use of tree hollows by a Mediterranean forest carnivore. *Forest Ecology and Management* 315, 54-62.
- Carvalho F, Carvalho R, Mira A & Beja P (2016a.) Assessing landscape functional connectivity in a forest carnivore using path selection functions. *Landscape Ecology* 31, 1021-1036.
- Carvalho F, Lourenço A, Carvalho R, Alves PC, Mira A & Beja P (2018). The effects of a motorway on movement behaviour and gene flow in a forest carnivore: joint evidence from roadkills, radiotracking and genetics. *Landscape and Urban Planning* 178, 217-227.
- Carvalho F, Matolengwe T, Camps D, Gaubert P & Do Linh San E (2016b). A conservation assessment of *Genetta genetta*. In Child MF, Roxburgh L, Do Linh San E, Raimondo D & Davies-Mostert HT (eds.): *The Red List of Mammals of South Africa, Swaziland and Lesotho*. South African National Biodiversity Institute and Endangered Wildlife Trust, South Africa.
- Carvalho FL (2018). Arrojamentos de cetáceos ao longo da costa do Algarve: Causas de morte e ensaios piloto de mitigação com alarmes acústicos em pescarias costeiras algarvias. Dissertação de Mestrado. Universidade do Algarve, Faro.
- Carvalho I, Martinho F, Brito C, Pierce G & Chikhi L (2016). Implementação de um programa de caracterização genética, fisiológica e toxicológica da população de Roazes. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Relatório não publicado.
- Carvalho J, Granados JE, López-Olvera JR, Cano-Manuel J, Pérez JM et al. & Serrano, E. (2015). Sarcoptic mange breaks up bottom-up regulation of body condition in a large herbivore population. *Parasites & Vectors* 8, 572.
- Carvalho J, Torres RT, Acevedo P, Santos JP, Barros T et al. & Fonseca C (2018). Propagule pressure and land cover changes as main drivers of red and roe deer expansion in mainland Portugal. *Diversity and Distributions* 24, 551-564.
- Carwardine M (1995). *Whales, dolphins and porpoises*. Dorling Kindersley, London.
- Cassinello J & Acevedo P (2007). *Capra pyrenaica* Schinz, 1838. Ficha Libro Rojo. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco C (eds.): Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Cassola F (2016). *Arvicola scherman* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T136766A115519839. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T136766A22358636.en> (consultado em 17 novembro 2022).

- Castellote M, Clark CW & Lammers MO (2012). Acoustic and behavioral changes in fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation* 147, 115-122.
- Castro G, Teixeira D, Ares-Pereira G, Lima C, Magalhães A, et al. & Rosalino LM (2022). Drivers of occupancy patterns for the red fox, *Vulpes vulpes*, in Mediterranean Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management* 519, 120293.
- Castro J, Cid A & Laborde MI (2021). Bryde's whale (*Balaenoptera edeni*) new record for mainland Portugal. *Journal Cetacean Research Management* 22(1), 75-80.
- Castro J, Couto A, Borges FO, Cid A, Laborde MI et al. & Rosa R (2020). Oceanographic Determinants of the Abundance of Common Dolphins (*Delphinus delphis*) in the South of Portugal. *Oceans, Multidisciplinary Digital Publishing Institute* 1, 165-173.
- Castro L & Palma L (1996). The current status, distribution and conservation of Iberian lynx in Portugal. *Journal of Wildlife Research* 2, 179-181.
- Ceia H, Castro L, Fernandes M & Abreu P (1998). Lince-ibérico em Portugal. Bases para a sua conservação. Relatório final do Projecto "Conservação do lince-ibérico". ICN/LIFE programme. ICN, Instituto da Conservação da Natureza.
- Chapron G, Kaczensky P, Linnell JD, von Arx M, Huber D. et al. & Boitani L (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517-1519.
- Chehida YB, Stelwagen T, Hoekendijk JP, Ferreira M, Eira C et al. & Fontaine MC (2021). Harbor porpoise losing its edges: genetic time series suggests a rapid population decline in Iberian waters over the last 30 years. *BioRxiv*.
- Churchfield S & Rychlik L (2006). Diets and coexistence in *Neomys* and *Sorex* shrews in Białowieża forest, eastern Poland. *Journal of Zoology* 269, 381-390.
- Cianfrani C, Lay G le, Maiorano L, Satizábal HF, Loy A & Guisan A (2011). Adapting global conservation strategies to climate change at the European scale: The otter as a flagship species. *Biological Conservation* 144 (8), 2068-2080.
- Cipriano F (2018). Atlantic White-Sided Dolphin: *Lagenorhynchus acutus*. In Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.). Academic Press, London.
- Clapham PJ (2009). Humpback whale: *Megaptera novaeangliae*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Clavero M, Ruiz-Olmo J, Sales-Luís T, Blanco-Garrido F, Romero R, et al. & Delibes M (2008). Lo que comen las nutrias ibéricas. In López-Martín JM & Jiménez J (eds.): *La Nutria en España. Veinte Años de Seguimiento de un Mamífero Amenazado*. SECEM. España, Málaga.
- CODA (2009). Cetacean Offshore Distribution and Abundance in European Atlantic Waters (CODA). Final Report WC04016. University of St Andrews, Relatório não publicado.
- Coelho A (2016). Analysis of group size, composition and activities, of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the region of Sado Estuary. Dissertação de Mestrado. Instituto Universitário de Ciências Psicológicas, Sociais e da Vida, Lisboa.
- Cole T, Hartley D & Garron M (2006). Mortality and Serious Injury Determinations for Baleen Whale Stocks Along the Eastern Seaboard of the United States, 2000-2004. United States Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 06-04. Relatório não publicado.
- Cooke JG & Brownell Jr RL (2018). *Balaenoptera edeni*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T2476A50349178. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T2476A50349178.en>. (consultado em 16 julho 2021)
- Cooke JG (2018). *Balaenoptera borealis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T2475A130482064. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T2475A130482064.en>. (consultado em 16 julho 2021)
- Cooke JG (2018). *Megaptera novaeangliae*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T13006A50362794. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en>. (consultado em 1 julho 2021)
- Coroiu I (2016). *Myotis mystacinus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T14134A22052250. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T14134A22052250.en>. (consultado em 3 agosto 2022).
- Coronado A, Flaquer C, Puig-Montserrat X, Barthe E, Mas M et al. & López-Baucells A (2017). The role of secondary trees in Mediterranean mature forests for the conservation of the forest-dwelling bat *Myotis alcathoe*. Are current logging guidelines appropriate? *Hystrix* 28, 240.
- Correia AM, Gandra M, Liberal M, Valente R, Gil Á et al. & CIIMAR - UP. (2019). CETUS: Cetacean monitoring surveys in the Eastern North Atlantic. Marine Data Archive <https://doi.org/10.14284/350> OBIS-SEAMAP (consultado em 1 julho 2021).
- Correia AM, Gandra M, Liberal M, Valente R, Gil Á et al. & Sousa-Pinto I (2019). A dataset of cetacean occurrences in the Eastern North Atlantic. *Scientific Data* 6, 177.
- Correia AM, Gil Á, Valente R, Rosso M, Pierce GJ & Sousa-Pinto I (2019a). Distribution and habitat modelling of common dolphins (*Delphinus delphis*) in the eastern North Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99, 1443-1457.
- Correia AM, Gil A, Valente RF, Rosso M, et al. & Pierce GJ (2020). Distribution of cetacean species at a large scale – Connecting continents with the Macaronesian archipelagos in the eastern North Atlantic. *Diversity and Distributions* 26, 1234-1247.
- Correia AM, Sousa-Guedes D, Gil Á, Valente R, Rosso M et al. & Pierce GJ (2021). Predicting cetacean distributions in the Eastern North Atlantic to support marine management. *Frontiers Marine Science* 8, 643569.
- Côrte-Real JV, Lopes AM, Rebelo H, Lopes JP, Amorim F et al. & Abrantes J (2020). Adenovirus emergence in a red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Iberian Peninsula. *Transboundary and Emerging Diseases* 67, 2300-2306.

- Cortez JPMGM (2011). *Utilização e impacto dos cervídeos na vegetação lenhosa*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Cosgrove R, Gosch M, Reid D, Sheridan M, Chopin N, et al. & Cronin M (2016). Seal bycatch in gillnet and entangling net fisheries in Irish waters. *Fisheries Research* 183, 192-199.
- Costa M, Fernandes C & Santos-Reis M (2014). Ecology and conservation of the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) in Portugal: a review. *Munibe Monographs Nature Series* 3, 79-87.
- Costa M, Fernandes C, Birks JDS, Kitchener AC, Santos-Reis M, Bruford MW (2013). The genetic legacy of the 19th-century decline of the British polecat: evidence for extensive introgression from feral ferrets. *Molecular Ecology* 22, 5130-5147.
- Costard S, Mur L, Lubroth J, Sanchez-Vizcaino JM & Pfeiffer DU (2013). Epidemiology of African swine fever virus. *Virus research* 173, 191-197.
- Cotilla I & Palomo J (2007). *Microtus duodecimcostatus* (de Sélys-Longchamps, 1839). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): Atlas Y Libro Rojo de Los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Couperus AS (1997). Interactions between Dutch midwater trawl and Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) southwest of Ireland. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22, 209-218
- Cowie CE, Hutchings MR, Barasona JA, Gortázar C, Vicente J & White PCL (2016). Interactions between four species in a complex wildlife: livestock disease community: implications for *Mycobacterium bovis* maintenance and transmission. *European Journal of Wildlife Research* 62, 51-64.
- Cox TM, Ragen TJ, Read AJ, Vos E, Baird RW, et al. & Benner L (2006). Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 7, 177-187,
- CRAM (2019). Centro de Reabilitação de animais Marinhos Ecomare. Relatório de atividades 2018, Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem. Relatório não publicado.
- Croose E, Duckworth JW, Ruethe S, Skumatov DV, Kolesnikov VV & Saveljev AP (2018). A review of the status of the Western polecat *Mustela putorius*: a neglected and declining species? *Mammalia* 82(6), 550-564.
- Crucitti P & Cavalletti L (2002). Size, dynamics and structure of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) winter aggregations in central Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 13(1-2).
- Cruz J, Sarmiento P & White PCL (2015). Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild. *Journal of Mammalogy* 96(4), 854-865.
- Cruz R, Santos SM, Mira A, Monteiro A, Queirós F & Mathias ML (2002). First record of the common vole *Microtus arvalis* (Pallas, 1778) for Portugal. *Mammalia* 66, 606-609.
- Csorba G, Bates P & Stubbe M (2016). *Nyctalus noctula*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2008*: e. T14920A22015682. IUCN Global Species Programme Red List Unit, Cambridge.
- Culik BM (comp.) (2004). Review of small cetaceans. Distribution, Behaviour, Migration and Threats. Regional Seas Reports and Studies, United Nations Environment Programme, Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, Bonn. Relatório não publicado.
- Curveira-Santos G, Pedroso NM, Barros AL & Santos-Reis M (2019). Mesocarnivore community structure under predator control: Unintended patterns in a conservation context. *PLoS ONE* 14(1), e0210661.
- da Silva Júnior FMR, Eslava-Martins S, Muccillo-Baisch AL, & da Luz Mathias M (2017). *Mus spretus* as an environmental sentinel: a review of 17 years (1998-2015) of research in Mediterranean Europe. *Ecological indicators* 73, 61-67.
- Davidson-Watts I (2007). *Roost selection, foraging behaviour and habitat use by two cryptic species of pipistrelle bat*. PhD thesis, University of Bristol, Bristol.
- Davis S & MacKinnon M (2009). Did the Romans bring fallow deer to Portugal? *Environmental Archaeology* 14, 1, 15-26.
- De Fanis E & Jones G (1995). Post-natal growth, mother-infant interactions and development of vocalizations in the vespertilionid bat *Plecotus auritus*. *Journal of Zoology* 235, 85-97.
- de Paz O, de Lucas J, Martínez-Alós S & Pérez-Suárez G (2015). Distribución de Quirópteros (Mammalia, Chiroptera) en Madrid y Castilla La Mancha, España Central. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biología* 109, 21-34.
- de Stephanis R, Giménez J, Carpinelli E, Gutierrez-Exposito C & Cañadas A (2013). As main meal for sperm whales: plastics debris. *Marine Pollution Bulletin* 69, 206-214.
- Deaville R & Jepson PD (comp.) (2011). UK Cetacean Strandings Investigation Programme (CSIP). Final report for the period 1st January 2005-31st December 2010. Relatório não publicado.
- Dekker JJ, Regelink JR, Jansen EA, Brinkmann R & Limpens HJGA (2013). Habitat use by female Geoffroy's bats (*Myotis emarginatus*) at its two northernmost maternity roosts and the implications for their conservation. *Lutra* 56, 111-120.
- Delattre P (1987). La belette (*Mustela nivalis* Linnaeus 1766. Encyclopédie des Carnivores de France (Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères) 11, 1-35.
- Delibes M & Gaubert P (2013). *Genetta genetta Common Genet (Small-spotted Genet)*. In Kingdon J & Hoffmann M (eds.): *The Mammals of Africa*. Volume V: Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses. Bloomsbury Publishing, London.
- Delibes M & Hiraldo F (1981). *The rabbit as a prey in the Iberian Mediterranean ecosystem*. In Myers K & MacInnes CD (eds.): Proceedings of the World Lagomorph Conference (1979). University of Guelph, Ontario.
- Delibes M (1999). *Genetta genetta*. In Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Kryštufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralík V & Zima J (eds.): *The Atlas of European Mammals*. Academic Press, London.
- Delibes-Mateos M (2015). Conservation conflicts involving mammals in Europe. *THERYA* 6(1), 123-137.

- Delibes-Mateos M, Ferreira C, Carro F, Escudero MA & Gortázar C (2014). Ecosystem effects of variant rabbit hemorrhagic disease virus, Iberian Peninsula. *Emerging Infectious Diseases* 20(12), 2166.
- Delibes-Mateos M, Rödel H G, Rouco C. , Alves P C, Carneiro M & Villafuerte R (in press). European Rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In *Handbook of the Mammals of Europe* (pp. 1-39). Springer International Publishing.
- Detry C, Santos AB, Casimiro T, Caessa A, & Mota N (2020). Animal remains from 17th century Carnide, Lisbon, Portugal. In Albarella U, Detry C, Ginja C, Pires AE, Gabriels S & Tereso J (eds.): *The Archaeology of Animals: From The Mediterranean to the Atlantic*. Oxford.
- Díaz-Ruiz F, Delibes-Mateos M, García-Moreno JL, López-Martín JM, Ferreira C & Ferreras P (2013). Biogeographical patterns in the diet of an opportunistic predator: the red fox *Vulpes vulpes* in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 43, 59-70.
- Dietz C & Kiefer A (2016). *Bats of Britain and Europe*. Bloomsbury Publishing, London
- Dietz C, Nill D & Von Helversen O (2009) *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*. A & C Black Publishers Ltd, London.
- Dietz M & Pir J (2021). Geoffroy's bat - *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). In Hackländer K & Zachos F (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Dietz M, Pir MJ & Hillen J (2013). Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity Conservation* 22, 3007-3025.
- Dix L, Lien J & Sergeant DE (1986). A north sea beaked whale, *Mesoplodon bidens*, in Conception Bay, Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist* 100, 389-391
- Do Linh San E, Maddock AH, Gaubert P & Palomares F (2016). *Herpestes ichneumon*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T41613A45207211. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41613A45207211.en> (consultado em 14 Junho 2022).
- Domínguez JC, Díaz-Ruiz F, Viñuela J, de Diego N, Illanas S, et al. & García JT (2018). New distribution data of the least weasel *Mustela nivalis* in Castilla y León, Spain. *Galemys* 30, 66-70.
- Dondini G, Rutkowski T, Vergari S & Wojtaszyn G (2012). Long distance migration of female Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) from Italy to Poland. *Hystrix* 23, 93-94.
- Downs NC, Cresswell WJ, Reason P, Sutton G, Wells D, Williams L, & Wray S (2016). Activity Patterns and Use of Night Roosts by Lesser Horseshoe Bats *Rhinolophus hipposideros* (Borkhausen, 1797). *Acta Chiropterologica* 18, 223-237.
- Duarte A, Fernandes M, Santos N & Tavares L (2012). Virological survey in free-ranging wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats in Portugal. *Veterinary Microbiology* 158(3-4), 400-404.
- Duarte J, Romero D, Rubio, PJ, Farfán A & Fa FE (2021b). Implications for conservation and game management of the roadkill levels of the endemic Iberian hare (*Lepus granatensis*). *Scientific Reports* 11, 20641
- Duarte MD, Carvalho CL, Santos F, Monteiro J, Monteiro M et al. & Melo PC (2021a). The Health and Future of the Six Hare Species in Europe: A Closer Look at the Iberian Hare. In Argente MJ (ed.). *Lagomorpha Characteristics*, Intechopen, London
- Duffield DA, Odell DK, McBain JF & Andrews B (1995). Killer whale (*Orcinus orca*) reproduction at Sea World. *Zoo Biology* 14, 417-430.
- Dunstone N (1993). *The Mink*. T and AD Poyser Natural History, London.
- Durbach IN, Harris CM, Martin C, Helble TA, Henderson EE, et al. & Martin SW (2021). Changes in the Movement and Calling Behavior of Minke Whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in Response to Navy Training. *Frontiers in Marine Science* 8, 660122.
- ECOS (2007). Conservation of the Ladoga Seal Population, Russia. Second Rufford Small Grant for Nature Conservation. The Rufford Maurice Laing Foundation. Relatório não publicado.
- EDP (2020). Medida Compensatória MC12M.1 Fomento da conectividade fluvial para a toupeira-de-água – Remoção dos açudes Aⁿ1 e A28 (Orientações para a execução incluindo a resposta ao ofício da APA Ref^a S052853-202009-DIAA. DPP). Relatório não publicado.
- EEA – European Environment Agency (2021). *Europe's Changing Climate Hazards — an index-based Interactive EEA Report*.
- EEA (2020). Pine marten - *Martes martes* (Linnaeus, 1758). EU conservation status. <https://eunis.eea.europa.eu/species/Martes%20martes>. (consultado em 5 julho 2022).
- EEA (2020). Western polecat - *Mustela putorius* Linnaeus, 1758). EU conservation status. <https://eunis.eea.europa.eu/species/Mustela%20putorius> (consultado em 6 julho 2022).
- EEA (2020). Wildcat – *Felis silvestris* (Linnaeus, 1758). EU conservation status. <https://eunis.eea.europa.eu/species/Felis%20silvestris> (consultado em 5 julho 2022).
- Eggermann J, Costa GF, Guerra AM, Kirchner WH & Petrucci-Fonseca F (2011). Presence of Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in relation to land cover, livestock and human influence in Portugal. *Mammalian Biology* 76(2), 217-221.
- Einfeldt AL, Paterson IG & Feyrer LJ (2019). Complete mitochondrial genomes and phylogeny of two rare whale species: True's (*Mesoplodon mirus*: True 1913) and Sowerby's (*Mesoplodon bidens*: Sowerby 1804) beaked whales. *Mitochondrial DNA Part B* 4, 275-276.
- Elmeros M, Christensen TK & Lassen P (2011). Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* from Denmark. *Science of the Total Environment* 409(12), 2373-2378.
- Encarnação JA, Kierdorf U, Holweg D, Jasnoch U & Wolters V (2005). Sex-related differences in roost-site selection by Daubenton's bats *Myotis daubentonii* during the nursery period. *Mammal Review* 35, 285-294.
- Entwistle AC & Stephenson PJ (2000). Small mammals and the conservation agenda. In Entwistle AC & Dunstone N (eds.): *Priorities for the conservation of mammalian diversity: Has the panda had its day?* Cambridge University Press, Cambridge.

- Ernest SKM (2003). Life history characteristics of placental nonvolant mammals. *Ecology* 84, 3402.
- Escoda L, Fernández-González Á & Castresana J (2019). Quantitative analysis of connectivity in populations of a semi-aquatic mammal using kinship categories and network assortativity. *Molecular Ecology Resources* 19(2), 310-326.
- Esteban R & Foote A (2019). *Orcinus orca* (Strait of Gibraltar subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T132948040A132949669. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T132948040A132949669.en> (consultado em 1 julho 2021).
- Esteban R, Verborgh P, Gauffier D, Alarcón D, Salazar-Sierra JM *et al.* & de Stephanis R (2016a). Conservation status of killer whales, *Orcinus orca*, in the Strait of Gibraltar. *Advances in Marine Biology* 75, 141-172.
- Esteban R, Verborgh P, Gauffier P, Giménez J, Afán I *et al.* & de Stephanis R (2013). Identifying key habitat and seasonal patterns of a critically endangered population of killer whales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94, 1317-1325.
- Esteban R, Verborgh P, Gauffier P, Giménez J, Guinet C & de Stephanis R (2016c). Dynamics of killer whale, bluefin tuna and human fisheries in the Strait of Gibraltar. *Biological Conservation* 194, 31-38.
- Esteban R, Verborgh P, Gauffier P, Giménez J, Martín V *et al.* & de Stephanis R (2016b). Using a multi-disciplinary approach to identify a critically endangered killer whale management unit. *Ecological Indicators* 66, 291-300.
- EUROBATS (2014) *National report on bat conservation in the Federal Republic of Germany 2010-2013*. UNEPEUROBATS, Bonn.
- EUROBATS (2019). UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations. Doc.EUROBATS.AC24.5. Rev.1. Report of the IWG to the 24th Meeting of the Advisory Committee, Skopje, North Macedonia, 1-3 April. <https://www.eurobats.org/node/1571>
- European Environment Agency (2013-2018). Species: *Plecotus austriacus*. Report under the Article 17 of the Habitats Directive. Disponível em: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/species/summary/>. (consultado em 14 julho 2022).
- Evin A, Lecoq V, Durand M-O, Tillon L, Pons J-M (2009) A new species for the French bat list: *Myotis escaleraei* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Mammalia* 73:142-144.
- Fandos P (1991). *La cabra montés (Capra pyrenaica) en el Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas*. Colección Técnica, Icona, Madrid.
- Fárfan, MA, Duarte J, Vargas, JM & FA FE (2012). Effects of human induced land-use changes on the distribution of the Iberian hare. *Journal of Zoology* 286, 258-265.
- Faustino C (2011). University of Algarve and ICNB Cetacean Sightings 1999. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/755>) (consultado a 21 junho 2021).
- Félix F, Calderón A, Vintimilla M & Bayas-Rea RA (2017). Decreasing population trend in coastal bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Guayaquil, Ecuador. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27, 856-866.
- Feng AY & Himsforth CG (2014). The secret life of the city rat: a review of the ecology of urban Norway and black rats (*Rattus norvegicus* and *Rattus rattus*). *Urban Ecosystems* 17(1), 149-162.
- Fensome AG & Mathews F (2016). Roads and bats: a meta-analysis and review of the evidence on vehicle collisions and barrier effects. *Mammal Review* 46, 311-323.
- Ferguson SH, Stirling I & Mcloughlin PM (2005). Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay. *Marine Mammal Science* 21, 121-135.
- Fernandes ML (1993). Some aspects of the ecology and systematics of the wildcat (*Felis silvestris*) in Portugal. *In Seminar on the biology and conservation of the wildcat (Felis silvestris)* (No. 16, pp. 89-93). Council of Europe Press.
- Fernandes ML (1996). *Estudo genético do gato-bravo europeu: abordagem ao problema da hibridação*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Fernandes ML (2007). Ocorrência gato-bravo em Portugal. UEH/ICNF. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Relatório publicado.
- Fernandes PM, Guiomar N & Rossa CG (2019). Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Science of the Total Environment* 666, 79-88.
- Fernández R, Santos MB, Carrillo M, Tejedor M & Pierce GJ (2009). Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996-2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 873-883.
- Fernández-González Á, Fernández-López J, Munné S, Menéndez D, Valle JM *et al.* & Fernández-Menéndez D (2019). Parámetros demográficos del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en los últimos reductos poblacionales del Sistema Central en Castilla y León. XIV CONGRESO SECSEM.
- Ferrand N (1995). *Variação Genética de Proteínas em Populações de Coelho (Oryctolagus cuniculus)*. *Análise da Diferenciação Subespecífica, Subestruturação, Expansão Geográfica e Domesticação*. Tese de Doutoramento. Universidade do Porto, Porto.
- Ferrão da Costa G, Paula J, Petrucci-Fonseca F & Álvares F (2018). The Indirect Impacts of Wind Farms on Terrestrial Mammals: Insights from the Disturbance and Exclusion Effects on Wolves (*Canis lupus*). *In Mascarenhas M, Marques AT, Ramalho R, Santos D, Bernardino J & Fonseca C (eds.). Biodiversity and Wind Farms in Portugal*. Springer International Publishing. Switzerland.
- Ferreira CM, Sabino-Marques H, Barbosa S, Costa P, Encarnação C *et al.* & Alves PC (2018). Genetic non-invasive sampling (gNIS) as a cost-effective tool for monitoring elusive small mammals. *European Journal of Wildlife Research* 64, 46.
- Ferreira M & Eira C (2020). Centro de Reabilitação de animais Marinhos Ecomare. Relatório de atividades 2019, Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem. Relatório não publicado.
- Ferreira M (2007). Ocorrência e captura acidental de cetáceos no Centro/Norte de Portugal. Dissertação de Mestrado. Universidade do Minho, Braga.

- Ferreira M, Marçalo A, Nicolau L, Araújo H, Santos J *et al.* & Vingada J (2012). Estado atual das redes de arrojamentos e de reabilitação em Portugal Continental. Anexo do Relatório intercalar do projeto LIFE+ MarPro PT/NAT/00038. Relatório não publicado.
- Ferreira M, Marçalo A, Nicolau L, Pereira A, Costa E *et al.* & Vingada J (2016). Redes de arrojamentos e reabilitação de animais marinhos (2013-2016). Anexo ao 4º relatório de progresso do projeto LIFE+ MarPro (NAT/PT/00038). Relatório não publicado.
- Ferreira M, Monteiro SS, Torres J, Oliveira I, Sequeira M *et al.* & Eira C (2016). Biological variables and health status affecting inorganic element concentrations in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Portugal (western Iberian Peninsula). *Environmental Pollution* 210, 293-302.
- Fialho R (2016). *Spatial distribution and temporal trends of the otter in south-central Portugal: conservation implications*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Fisheries and Oceans Canada (2017). Management Plan for the Sowerby's Beaked Whale (*Mesoplodon bidens*) in Canada. Species at Risk Act Management Plan Series. Fisheries and Oceans Canada. Relatório não publicado.
- Flanders J & Jones G (2009). Roost Use, Ranging Behavior, and Diet of Greater Horseshoe Bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) Using a Transitional Roost. *Journal of Mammalogy* 90, 888-896.
- Flaquer C, Puig-Montserrat X, Goiti U, Vidal F, Curc6 A & Russo D (2009). Habitat selection in Nathusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*): the importance of wetlands. *Acta Chiropterologica* 11, 149-155.
- Flaquer C, Ruiz-Jarillo R, Torre I & Arrizabalaga A (2005). First resident population of *Pipistrellus nathusii* (Keyserling and Blasius, 1839) in the Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica* 7, 183-188.
- Fleming A & Jackson JA (2011). Global review of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). US Department of Commerce. NOAA Technical Memorandum NMFS, NOAA-TMNMFS-SWFSC-474. Relatório não publicado.
- Fletcher NK, Acevedo P, Herman JS, Paup6rio J, Alves PC & Searle JB (2019) Glacial cycles drive rapid divergence of cryptic field vole species. *Ecology and Evolution* 9, 14101-14113.
- Fluckiger PF & Beck A (1995). Observations on the habitat use for hunting by *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829). *Myotis* 32-33, 121-122.
- Fons R, Poitevin F, Catalan J & Croset H (1997). Decrease in litter size in the shrew *Crocidura suaveolens* (Mammalia, Insectivora) from Corsica (France): Evolutionary response to insularity? *Canadian Journal of Zoology* 75, 954-958.
- Fonseca C & Correia F (2008). *Javali. Coleção Patrim6nio Natural Transmontano*. Jo6o Azevedo, Mirandela.
- Fonseca C, Migueis D, Fernandes T, Carvalho H, Loureiro A *et al.* & Torres RT (2017). The return of the Iberian Ibex *Capra pyrenaica* to Portugal: from reintroduction to colonization. *Journal for Nature Conservation* 38, 56-61.
- Fontaine MC, Baird SJE, Piry S, Ray N, Tolley KA *et al.* & Michaux JR (2007). Rise of oceanographic barriers in continuous populations of a cetacean: the genetic structure of harbour porpoises in Old World waters. *BMC Biology* 5, 30.
- Fontaine MC, Tolley KA, Michaux JR, Birkun AJ, Ferreira M *et al.* & Baird SJ (2010). Genetic and historic evidence for climate-driven population fragmentation in a top cetacean predator: the harbour porpoises in European water. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 277, 2829-2837.
- Ford JKB (2009). Killer whale: *Orcinus orca*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Forney KA & Wade P 2006. Worldwide distribution and abundance of killer whales. In Estes JA, Brownell Jr RL, DeMaster DP, Doak DF & Williams TM (eds.): *Whales, Whaling and Ocean Ecosystems*. University of California Press, Berkeley.
- Forney KA (2010). Serious injury determinations for cetaceans caught in Hawaii longline fisheries during 1994-2008. NOAA Technical Memorandum. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-462. Relatório não publicado.
- Foster S, King C, Patty B & Miller S (2011). Tree-climbing capabilities of Norway and ship rats. *New Zealand Journal of Zoology* 38(4), 285-296.
- Frantz AC, Viglino A, Wilwert E, Cruz AP, Wittische J *et al.* & Pir JB (2022). Conservation by trans-border cooperation: population genetic structure and diversity of geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) at its north-western european range edge. *Biodiversity and Conservation* 31, 925-948.
- Frantzis A, Alexiadou P, Paximadis G, Politi E, Gannier A & Corsini-Foka M (2003). Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. *Journal of Cetacean Research and Management* 5, 219-232.
- Freitas D, Gomes J, Sales Luis T, Madruga T, Marques C, *et al.* & Santos-Reis M (2007). Otters and fish farms in the Sado estuary: ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia* 587, 51-62.
- Freitas L, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Alves F & Carvalho A (2014). Estudo t6cnico-científico de suporte à criaç6o de um Sítio de Import6ncia comunit6ria para o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*) no Arquipélago da Madeira (Deliverable A.7. IA). Relatório t6cnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira. Relatório não publicado.
- Froidevaux JSP, Boughey KL, Barlow KE & Jones G (2017). Factors driving population recovery of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in the UK: implications for conservation. *Biodiversity Conservation* 26, 1601-1621.
- Fúrio M, van den Hoek Ostende L, Agustí J, Minwer-Barakat R (2018). Evoluci6n de las asociaciones de insectívoros (Eulipotyphla, Mammalia) em Espanha y su relaci6n com los c6mbios climáticos del Ne6geno y el Cuaternario. *Ecosistemas* 27, 38-51.
- Gaisler J & Chytil J (2002). Mark-recapture results and changes in bat abundance at the cave of Na Turoldu, Czech Republic. *Folia Zoologica* 51, 1-10.

- Gaisler J, Řehák Z & Bartonička T (2009). Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica* 54, 147-155.
- Galantinho A & Mira A (2009). The influence of human, livestock, and ecological features on the occurrence of genet (*Genetta genetta*): a case study on Mediterranean farmland. *Ecological Research* 24, 671-685.
- Galantinho A, Eufrazio S, Silva C, Carvalho F, Alpizar-Jara R & Mira A (2017). Road effects on demographic traits of small mammal populations. *European Journal of Wildlife Research* 63, 22.
- Galimberti A, Spada M, Russo D, Mucedda M, Agnelli P, et al. & Casiraghi M (2012). Integrated operational taxonomic units (IOTUs) in echolocating bats: a bridge between molecular and traditional taxonomy. *PLoS ONE* 7, e40122.
- Gallego ZP, Duro V, Fernández LS, Dasilva G, Casal T & Barros P (2020). First record of *Myotis crypticus* (Ruedi, Ibanez, Salicini, Juste and Puechmaile, 2019) for Portugal. *Journal of Bat Research & Conservation* 13, 26-29.
- Gannon DP, Craddock JE & Read AJ (1998). Food habits of beaked whales (*Mesoplodon bidens* and *Ziphius cavirostris*) from the northeastern U.S. In *Abstracts of the World Marine Mammal Science Conference*. Monaco.
- García S, Puig X & Peris A (2009). Actividad y uso del habitat por parte del Erizo europeo (*Erinaceus europaeus* LINNAEUS, 1758) en el Parque Natural de la Serralada de Marina (Barcelona, Cataluña). *Galemys* 21, 13-23.
- García-Bocanegra I, Camacho-Sillero L, Riscalde MA, Dalton K, Caballero-Gómez J et al. & Gómez-Guillamón F (2019). First outbreak of myxomatosis in Iberian hares (*Lepus granatensis*). *Transboundary and Emerging Diseases* 66:2204-2208
- García-Díaz P & Lizana M (2013). Reproductive aspects of American minks (*Neovison vison*) in central Spain: Testing the effects of prey availability. *Mammalian Biology* 78(2), 111-117.
- García-Díaz P, Arévalo V, Vicente R & Lizana M (2013). The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *European Journal of Wildlife Research* 59(6), 823-831.
- García-Navas V, Bonnet T, Waldvogel D, Camenisch G & Postma E (2016). Consequences of natal philopatry for reproductive success and mate choice in an Alpine rodent. *Behavioral Ecology* 27(4), 1158-1166.
- García-Perea R, Ventura J, López-Fuster MJ & Gisbert J (1997). *Sorex granarius*. *Mammalian Species* 554, 1-4.
- Garin I & Goiti U (2020). Mediterranean Horseshoe Bat *Rhinolophus euryale* Blasius, 1853. In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer International Publishing, Cham.
- Garrido-García AJ, Rosário IT, Gisbert J, García-Perea R, Cordero AI et al. & Soriguer RC (2013). Revisión a nivel ibérico de la distribución del topillo de Cabrera o iberón, *Iberomys cabreræ* (Thomas, 1906). *Galemys* 25, 35-49.
- Garrido-García J & Nogueras J (2007). *Myotis blythii*. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Garrido-García J & Nogueras J (2007). *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Garriga N, Santos X, Montori A, Richter-Boix A, Franch MLI & Lorente GA (2012). Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity Conservation* 21, 2761-2774.
- Garrote G & Pérez de Ayala R (2019). Spatial segregation between Iberian lynx and other carnivores. *Animal Biodiversity and Conservation* 42, 347-354.
- Garrote G, Fernández-López J, Rojas E, López G & Simón MA (2020). Planning the peninsula-wide recovery of the Iberian lynx: identification of favourable habitat areas. *Mammalia*, 84(5), 413-420.
- Gaskin DE (1984). The harbour porpoise *Phocoena phocoena* (L.): Regional Populations, Status, and Information on Direct and Indirect Catches. *Report of the International Whaling Commission* 34, 569-586.
- Gaubert P (2007). La Genette commune (*Genetta genetta*) en Europe: prémices de l'histoire d'une colonisation réussie. *Le Naturaliste Vendéen* 7, 53-57.
- Gaubert P (2016). Fate of the Mongooses and the Genet (Carnivora) in Mediterranean Europe: None Native, All Invasive? In Angelici FM (ed.): *Problematic Wildlife: A Cross-Disciplinary Approach*. Springer, Cham, Switzerland.
- Gaubert P, Carvalho F, Camps D & Do Linh San E (2015). *Genetta genetta*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: e.T41698A45218636. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41698A45218636.en> (consultado em 10 julho 2022).
- Gaubert P, Jiguet F, Bayle P & Angelici FM (2008). Has the common genet (*Genetta genetta*) spread into south-eastern France and Italy? *Italian Journal of Zoology* 75, 43-57.
- Gaubert P, Machordom A, Morales A, López-Bao JV, Veron G et al. & Palomares F (2011). Comparative phylogeography of two African carnivores presumably introduced into Europe: disentangling natural versus human-mediated dispersal across the Strait of Gibraltar. *Journal of Biogeography* 38, 341-358.
- Gazaryan S & Godlevska L (2021). *Plecotus austriacus* (amended version of 2020 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T85533333A195862345. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T85533333A195862345.en>. (consultado em 14 junho 2022).
- Gazaryan S, Bücs S & Çoraman E (2020) *Miniopterus schreibersii*. *The IUCN Red List of Threatened Species (errata version published in 2021)*: e.T81633057A195856522. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T81633057A195856522.en>. (consultado em 14 junho 2022).
- Gazaryan, S, Kruskop, SV & Godlevska, L (2020). *Plecotus auritus* (errata version published in 2021). *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T85535522A195861341. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T85535522A195861341.en>. (consultado em 10 agosto 2022).

- GBIF.org. GBIF Occurrence <https://doi.org/10.15468/dl.36hq7h> (consultado em 23 julho 2021).
- Gebhard J & Bogdanowicz, W (2004). *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) *Großer Abendsegler*. In Niethammer J & Krapp F (eds) *Handbuch der Säugetiere Europas*, Band 4/II. Aula Verlag, Wiebelsheim.
- Geiger H & Rudolph BU (2004). Wasserfledermaus, *Myotis daubentonii*. In Meschede A & Rudolph BU (eds.): *Fledermaus in Bayern*. Verlag, Ulmer.
- Gerell R & Lundberg K (1990). Sexual differences in survival rates of adult pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) in south Sweden. *Oecologia* 83, 401-404.
- Gerlach G & Bartman S (2002). Reproductive skew, costs, and benefits of cooperative breeding in female wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Behavioral Ecology* 13, 408-418.
- Gerngross P, Ambarli H, Angelici FM, Anile S, Campbell R *et al.* & Zlatanova D (2022). *Felis silvestris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2022*: e.T181049859A181050999. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T181049859A181050999.en> (consultado em 5 julho 2022)
- Gil Á (2018). Cetáceos na Zona Económica Exclusiva Continental Portuguesa: distribuição espaço-temporal e registo de novas ocorrências. Dissertação de Mestrado, Universidade do Porto, Porto.
- Gillieron J, Schonbachler C, Rochet C & Ruedi M (2015). *Atlas des chauves-souris du bassin genevois*. SROKundig S.A., Versoix.
- Gil-Sánchez JM, Barea-Azcón JM, Jaramillo J, Herrera-Sánchez FJ, Jiménez J & Virgós E (2020). Fragmentation and low density as major conservation challenges for the southernmost populations of the European wildcat. *PLoS ONE* 15(1), e0227708.
- Giménez MD, Paupério J, Alves PC & Searle JB (2012) Giant sex chromosomes retained within the Portuguese lineage of the field vole (*Microtus agrestis*). *Acta Theriologica* 57, 377-382.
- Gisbert J & García-Perea R (2007). *Mustela erminea* (Linnaeus, 1758). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (Eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid.
- Gjerdrum C & Fifield DA (2020). CWS-EC Eastern Canada Seabirds at Sea (ECSAS). Version 6 (2020-Sep). In OBIS Canada Digital Collections. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, Canada. Published by OBIS, Digital <http://www.iobis.org/>. Dados transferidos de OBIS-SEAMAP a 2021-06-01.
- Gloor S, Stutz HPB & Ziswiler V (1995). Nutritional habits of the noctule bat *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) in Switzerland. *Myotis* 32, 231-242.
- Godinho S, Guiomar N, Machado R, Santos P, Sá-Sousa P *et al.* & Pinto-Correia T (2016). Assessment of environment, land management, and spatial variables on recent changes in montado land cover in southern Portugal. *Agroforestry Systems* 90, 177-192.
- Godlevska L & Gol'din P (2014). Unusual age structure of the winter aggregation of *Nyctalus noctula* (Chiroptera) in Kyiv. *Вестник зоологии*, 533-538.
- Godlevska L, Bucs S, Kruskop SV, Gazaryan S, Benda P & Paunović M (2020). *Pipistrellus pipistrellus* (errata version published in 2021). *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T85333513A196581936. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T85333513A196581936.en> (consultado em 16 Junho 2022).
- Godlevska L, Kruskop SV, Gazaryan S (2021) *Eptesicus serotinus* (amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T85199559A195834153. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T85199559A195834153.en> (consultado em 16 Junho 2022).
- Goiti U, Aihartza J, & Garin I (2004). Diet and prey selection in the Mediterranean horseshoe bat *Rhinolophus euryale* (Chiroptera, Rhinolophidae) during the pre-breeding season. *Mammalia* 68, 397-402.
- Goiti U, Aihartza J, Almenar D, Salsamendi E & Garin I (2006). Seasonal foraging by *Rhinolophus euryale* (Rhinolophidae) in an Atlantic rural landscape in northern Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica* 8, 141-155.
- Goiti U, Aihartza J, Guiu M, Salsamendi E, Almenar D *et al.* & Garin I (2011). Geoffrey's bat, *Myotis emarginatus*, preys preferentially on spiders in multistratified dense habitats: A study of foraging bats in the Mediterranean. *Folia Zoologica* 60, 17-24.
- Goiti U, Garin I, Almenar D, Salsamendi E & Aihartza J (2008). Foraging by Mediterranean Horseshoe Bats (*Rhinolophus euryale*) in relation to prey distribution and edge habitat. *Journal of Mammalogy* 89, 493-502.
- Goiti U, Vecin P, Garin I, Saloña M & Aihartza J (2003). Diet and prey selection in Kuhl's pipistrelle *Pipistrellus kuhlii* (Chiroptera: Vespertilionidae) in south-western Europe. *Acta Theriologica* 48, 457-468.
- Gomerčić MU, Galov A, Gomerčić T, Škrčić D, Čurković S, *et al.* & Gomerčić H (2009). Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) depredation resulting in larynx strangulation with gill-net parts. *Marine Mammal Science* 25, 392-401.
- Gonçalves H, Alves PC & Rocha A (2002). Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research*, 29, 165-173.
- González F (2007). *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, SECEMU, Madrid.
- González-Esteban J & Villate I (2007). *Microtus arvalis* (Pallas, 1778). Topillo campesino. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Gosch M, Hernandez-Milian G, Rogan E, Jessopp M & Cronin M (2014). Grey seal diet analysis in Ireland highlights the importance of using multiple diagnostic features. *Aquatic Biology* 20,155-167.
- Gosselin J & Boily F (1994). Unusual southern occurrence of a juvenile bearded seal, *Erignathus barbatus*, in the St. Lawrence estuary, Canada. *Marine Mammal Science* 10, 480-483.

- Gottfried I (2009). Use of underground hibernacula by the barbastelle (*Barbastella barbastellus*) outside the hibernation season. *Acta Chiropterologica* 11, 363-373.
- Gregório I, Barros T, Pando D, Morante J, Fonseca C & Ferreira E (2020). Paths for colonization or exodus? New insights from the brown bear (*Ursus arctos*) population of the Cantabrian Mountains. *PLOS ONE* 15(1), e0227302.
- Grilo C, Afonso BC, Afonso F, Alexandre M, Aliácar S, Almeida A *et al.* & Mathias ML (2022). MAMMALS IN PORTUGAL: A data set of terrestrial, volant, and marine mammal occurrences in Portugal. *Ecology* 103, e3654.
- Grilo C, Bissonette J & Santos-Reis M (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142, 301-313.
- Grilo C, Lucas PM, Fernández-Gil A, Seara M, Costa GF *et al.* & Revilla E (2019). Refuge as major habitat driver for wolf presence in human-modified landscapes. *Animal Conservation* 22(1), 59-71.
- Grodzinski U, Spiegel O, Korine C & Holderied M (2009). Context-dependent flight speed: evidence for energetically optimal flight speed in the bat *Pipistrellus kuhlii*? *Journal of Animal Ecology* 78, 540-548.
- Guardiola A & Fernández MP (2007). Murciélago enano *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Guixé D & Camprodon J (2018). *Manual de Conservación y Seguimiento de los Quirópteros Forestales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Guzmán JN, García FJ, Garrote G, Pérez R, & Iglesias C (2005). *El Lince Ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal. Censo-diagnóstico de sus Poblaciones*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.
- Haase B & Felix F (1994). A note on the incidental mortality of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in Ecuador. In Perrin WF, Donovan GP & Barlow J (eds.): *Gillnets and Cetaceans*, Reports of the International Whaling Commission (Special Issue) 15.
- Hahn M, Schotthöfer A, Schmitz J, Franke LA & Brühl CA (2015). The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in fieldmargin habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 207, 153-162.
- Hammill MO (2009). Ringed Seal *Pusa hispida*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York
- Hammill MO, Stenson GB, Proust F, Carter P & McKinnon D (2007). Feeding by grey seals in the Gulf of St. Lawrence and around Newfoundland. *NAMMCO Scientific Publications* 6, 135-152.
- Hammond OS & Lockyer C (1988). Distribution of killer whales in the eastern North Atlantic. *Rit Fiskideildar* 11, 24-41.
- Hammond PS, Lacey C, Gilles A, Viquerat S, Borgesson P, *et al.* & Øien N (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from SCANS-III aerial and shipboard surveys. SCANS-III (versão revista junho 2021). Relatório não publicado.
- Hansen RG & Heide-Jørgensen MP (2013). Spatial trends in abundance of long-finned pilot whales, white-beaked dolphins and harbor porpoises in West Greenland. *Marine Biology* 160, 2929-2941
- Harding KC & Härkönen TJ (1999). Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28, 619-627.
- Härkönen T, Stenman O, Jüssi M, Jüssi I, Sagitov R & Verevkin M (1998). Population size and distribution of the Baltic ringed seal (*Phoca hispida botnica*). *NAMMCO Scientific Publications* 1, 167-180.
- Hartman KL (2018). Risso's dolphin *Grampus griseus*. In Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.). Academic Press, London & San Diego.
- Hartman KL, Visser F & Hendriks AJ (2008). Social structure of Risso's dolphins (*Grampus griseus*) at the Azores: a stratified community based on highly associated social units. *Canadian Journal of Zoology* 86, 294-306.
- Hauer S, Ansoerge H & Zinke O (2002). Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. *Biological Journal of the Linnean Society* 77 (3), 329-340.
- Haug T, Hammill MO & Ólafsdóttir D (2007). Introduction: Grey seals in the North Atlantic and the Baltic. *NAMMCO Scientific Publications* 6, 7-12.
- Haug T, Tormod Nilssen K & Lindblom L (2000). First independent feeding of harp seal (*Phoca groenlandica*) and hooded seal (*Cystophora cristata*) pups in the Greenland Sea. *NAMMCO Scientific Publications* 2, 29-39.
- Haug T, Tormod Nilssen K, Lindblom L & Lindstrøm U (2007). Diets of hooded seals (*Cystophora cristata*) in coastal waters and drift ice waters along the east coast of Greenland. *Marine Biology Research* 3, 123-133.
- Hauksson E & Bogason V (1997). Comparative feeding of grey (*Halichoerus grypus*) and common seals (*Phoca vitulina*) in coastal waters of Iceland, with a note on the diet of hooded (*Cystophora cristata*) and harp seals (*Phoca groenlandica*). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22, 125-135.
- Hauser DD, Allen CS, Rich Jr HB & Quinn TP (2008). Resident harbor seals (*Phoca vitulina*) in Iliamna Lake, Alaska: summer diet and partial consumption of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Aquatic Mammals*, 34, 303.
- Häussermann V, Gutstein CS, Bedington, M, Cassis D, Olavarria C, Dale AC, Valenzuela-Toro AM, Perez-Alvarez MJ, Sepúlveda HH, McConnell KM, Horwitz FE & Försterra G (2017). Largest baleen whale mass mortality during strong El Niño event is likely related to harmful toxic algal bloom. *PeerJ* 5, e3123.
- Hayes SA, Josephson E, Maze-Foley K & Rosel PE (2019). US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments-2018. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-258. Relatório não publicado.

- Hayes SA, Josephson E, Maze-Foley K, Rosel PE, Byrd BL *et al.* & Horstman SC (2017). US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments – 2016. Relatório não publicado.
- Haynes S, Jaarola M & Searle JB (2003). Phylogeography of the common vole (*Microtus arvalis*) with particular emphasis on the colonization of the Orkney archipelago. *Molecular Ecology* 12, 951-956.
- Haysom K, Dekker J, Russ J, van der Meij T, & van Strien A (2013). *European bat population trends. A prototype biodiversity indicator*. European Environment Agency, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Heald KA, Millins C, Kitchener AC, Banyard AC, Hantke G, *et al.* & Meredith A (2020). Investigating infectious disease threats to the recovery of the European polecat in Britain. *Mammalian Biology* 100(4), 439-444.
- Hellstedt P, Sundell J, Helle P & Henttonen H (2006). Large-scale spatial and temporal patterns in population dynamics of the stoat, *Mustela erminea*, and the least weasel, *M. nivalis*, in Finland. *Oikos* 115, 286-298.
- Henry C, Poulle ML & Roeder JJ (2005). Effect of sex and female reproductive status on seasonal home range size and stability in rural red foxes (*Vulpes vulpes*). *Ecoscience* 12(2), 202-209.
- Hermida RJ, Arzúa M, Santos L & Lamas FJ (2013). Primeros datos sobre *Myotis alcaethoe* von Helversen & Heller, 2001 en Castilla y León y primer refugio de cría localizado en el noroeste de la península Ibérica. *Barbastella* 6, 30-33.
- Hermida RJ, Lamas FJ, Graña DA, Rial S, Cerqueira F, Arzúa M & Seage R (2012). Contribución al conocimiento de la distribución de los Murciélagos (O. Chiroptera) en Galicia. *Galemys* 24, 13-23.
- Hernández MC (2020). Erizo común – *Erinaceus europaeus*. In López P, Martín J & Barja, I (eds.): Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Hernández Ó, Sánchez-García C & Tizado EJ (2022). Impact of myxomatosis on densities of Iberian hares (*Lepus granatensis*) in North-western Spain: implications for management and sustainable hunting. *The European Zoological Journal* 89, 211-216.
- Hernandez-Milian G, Goetz S, Varela-Dopico C, Rodriguez-Gutierrez J, Romón-Olea J *et al.* & Pierce GJ (2008). Results of a short study of interactions of cetaceans and longline fisheries in Atlantic waters: environmental correlates of catches and depredation events. *Hydrobiologia* 612, 251-268.
- Hernandez-Milian G, Lusher A, O'Brian J, Fernandez A, O'Connor I *et al.* & Rogan E (2017). New information on the diet of True's beaked whale (*Mesoplodon mirus*, Gray 1850), with insights into foraging ecology on mesopelagic prey. *Marine Mammal Science* 33, 1245-1254.
- Hernandez-Milian G, Santos MB, Reid D & Rogan E (2015). Insights into the diet of Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) in the Northeast Atlantic. *Marine Mammal Science* 32, 735-742.
- Herrero J, Acevedo P, Arnal MC, Fernández de Luco D, Fonseca C *et al.* & Sourp E (2021). *Capra pyrenaica* (amended version of 2020 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T3798A195855497. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T3798A195855497.en>. (consultado em 5 outubro 2022).
- Herrero J, Kranz A, Skumatov D, Abramov AV, Maran T & Monakhov VG (2016). *Martes martes*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T12848A45199169 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T12848A45199169.en>. (consultado em 05 julho 2022).
- Himsworth CG, Parsons KL, Jardine C & Patrick DM (2013). Rats, cities, people, and pathogens: a systematic review and narrative synthesis of literature regarding the ecology of rat-associated zoonoses in urban centers. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 13(6), 349-359.
- Horáček I, Benda P & Krapp F (2011). *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837) – Alpenfledermaus. Die Fledermäuse Europas. Ein umfassendes Handbuch zur Biologie, Verbreitung und Bestimmung. Handbuch der Säugetiere Europas. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Horwood J (2009). Sei whale, *Balaenoptera borealis*. In Perrin WF, Würsig B & Theewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.), Academic Press, Londres.
- Hubert P, Julliard R, Biagianti S & Poulle ML (2011). Ecological factors driving the higher hedgehog (*Erinaceus europaeus*) density in an urban area compared to the adjacent rural area. *Landscape and Urban Planning* 103 (1), 34-43.
- Hucke-Gaete R, Moreno CA, Arata J (2004). Operational interactions of sperm whales and killer whales with the Patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) Science* 11, 127-140.
- Huijser MP & Bergers PJ (2000). The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95(1), 111-116.
- Hukov V, Timofieieva O, Prylutska A, Rodenko O, Moiseienko M, Bohodist V, Domanska A & Vlaschenko A (2020). Wintering of an urban bat (*Pipistrellus kuhlii lepidus*) in recently occupied areas. *European Journal of Ecology* 6, 102-120.
- Hulva P, Horáček I, Strelkov PP & Benda P (2004). Molecular architecture of *Pipistrellus pipistrellus/Pipistrellus pygmaeus* complex (Chiroptera: Vespertilionidae): further cryptic species and Mediterranean origin of the divergence. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 32, 1023-1035.
- Hunter L (2011). *Carnivores of the World*. Princeton University Press. Princeton.
- Hutson A & Paunović M (2016). *Myotis alcaethoe*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T136680A518740. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T136680A518740.en>. (consultado em 27 julho 2022)
- Hutson A, Rossiter S & Csorba G (2019). Family Rhinolophidae (Horseshoe bats). In Wilson D & Mittermeier R (eds.): *Handbook of the Mammals of the World*. (Vol. 9. Bats). Lynx Edicions, Barcelona.

- Hutson AM (1993). *Action Plan for the Conservation of Bats in the United Kingdom*. The Bat Conservation Trust, The Conservation Foundation, London.
- Hutterer R, Ivanova T, Meyer-Cords C & Rodrigues L (2005). *Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag 28. Federal Agency for Nature Conservation, Bona.
- Hutterer R, Kryštufek B, Yigit N, Mitsainas G, Meinig H, Bertolino S & Palomo L (2021). *Neomys anomalus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T29657A197521634. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T29657A197521634.en>. (consultado em 22 Março 2022).
- Ibáñez C (2007). *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774), *Eptesicus isabellinus* (Temminck, 1839). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ibáñez C, García-Mudarra JL, Ruedi M, Stadelmann B & Juste J (2006). The Iberian contribution to cryptic diversity in European bats. *Acta Chiropterologica* 8, 277-297.
- Ibáñez C, Guillen A, Agirre-Mendi PT, Juste J, Schreur G, Cordero AI & Popa Lisseanu AG (2009). Sexual segregation in Iberian noctule bats. *Journal of Mammalogy* 90, 235-243.
- Ibáñez C, Popa-Lisseanu AG, Pastor-Bevia D, García-Mudarra JL & Juste L (2016). Concealed by darkness: interactions between predatory bats and nocturnally migrating songbirds illuminated by DNA sequencing. *Molecular ecology* 25, 5254-5263.
- Ibáñez C, Sánchez-Navarro S, Nogueras J, Camprodon J, Guixé D, et al. & Tena E (2021). *Desplazamientos, en el Suroeste Europeo, de Nictalos Grandes (Nyctalus lasiopterus) Anillados: Implicaciones para la Conservación*. In VIII Jornadas de SECEMU.
- ICNF & MITECO (2020). *Censo Lince 2020 (Espanha e Portugal)*. Relatório Interno, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- ICNF (2014). Análise dos Dados do Programa de Monitorização de Abrigos Subterrâneos de Importância Nacional de Morcegos (1988-2012). Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Relatório não publicado.
- ICNF (2019). Relatório do artigo 17º da implementação da Diretiva Habitats. Ficha de avaliação de *Felis silvestris*.
- ICNF (2019). Relatório do artigo 17º da implementação da Diretiva Habitats. Ficha de avaliação de *Martes martes*.
- ICNF (2022) *Censo da população de lince-iberico do Vale do Guadiana (2021)*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Projeto LIFE LYNXCONNECT - Criando uma metapopulação de lince-ibérico (*Lynx pardinus*) genética e demograficamente funcional, (LIFE 19 NAT/ES/001055).
- ICNF (s/d). *Base de Dados Nacional de Registos de Animais Caçados*. Dados não publicados. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Igea J, Aymerich P, Bannikova AA, Gosálbez J & Castresana J (2015). Multilocus species trees and species delimitation in a temporal context: application to the water shrews of the genus *Neomys*. *BMC evolutionary biology* 15(1), 1-16.
- Ilangakoon A (2002). *Whales and Dolphins Sri Lanka*. WHT Publications, Colombo.
- ITIS – Integrated Taxonomic Information System (2022). *Ovis aries musimon* (Pallas, 1811). <http://www.itis.gov>, CC0. <https://doi.org/10.5066/F7KH0KBK> (consultado em 7 setembro 2022).
- IUCN (2007). Species account by IUCN SSC Cetacean Specialist Group; regional assessment by European Mammal Assessment team. 2007. *Balaenoptera borealis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007: e.T2475A9444871. (consultado em 6 junho de 2021).
- IUCN (2012). Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- IUCN (2022). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 15.1. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Disponível: <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- Ivanter EV (2020). Reproductive ecology of the Lesser Shrew (*Sorex minutus* L.) at the Northern periphery of its range. *Russian Journal of Ecology* 51, 174-180.
- IWC – International Whaling Commission (2021). Report of the Scientific Committee. Annex H: Fishery Bycatch and Vessel Strikes of Large and Small Whales Entered into the Progress Report Database in 2021. Cambridge. Relatório não publicado.
- Jaarola M & Searle JB (2004) A highly divergent mitochondrial DNA lineage of *Microtus agrestis* in southern Europe. *Heredity* 92, 228-234.
- Jacoby RO, Fox JG & Davisson M (2002). Biology and Diseases of Mice. *Laboratory Animal Medicine*, 35-120.
- Jansen OE, Leopold MF, Meesters EH & Smeenk C (2010). Are white-beaked dolphins *Lagenorhynchus albirostris* food specialists? Their diet in the southern North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(8), 1501-1508.
- Jareño D, Viñuela J, Luque-Larena JJ, Arroyo L, Arroyo B & Mougeot F (2014). A comparison of methods for estimating common vole (*Microtus arvalis*) abundance in agricultural habitats. *Ecological Indicators* 36, 111-119.
- Javrunjan EG (1974). Rasprostrnenie i ekologija usana (*Plecotus auritus* L.) v Armenii i Nachicevanskoj ASSR. In Strekov PP, Kuzjakin AP (eds.): *Materialy Pervogo Vsesojuznogo Sovescanija po Rukokrylym (Chiroptera)*. Zoologiceskij Institut Akademii Nauk SSSR, Leningrad.
- Jefferson TA, Curry BE, Leatherwood S & Powell JA (1997). Dolphins and porpoises of West Africa: a review of records (Cetacea: Delphinidae, Phocoenidae). *Mammalia* 61, 87-108.
- Jefferson TA, Leatherwood S & Webber MA (1993). *Marine Mammals of the World: FAO Species Identification Guide*. United Nation Environment Programme and Food and Agricultural Organization of the UN.

- Jefferson TA, Webber MA & Pitman RL (2011). Marine Mammals of the World, A Comprehensive Guide to Their Identification. Elsevier Science, Oxford.
- Jefferson TA, Webber MA & Pitman RL (2015). Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification (2nd ed.). Elsevier, San Diego.
- Jefferson TA, Weir CR, Anderson RC, Ballance LT, Kenney RD & Kiszka JJ (2014). Global distribution of Risso's dolphin *Grampus griseus*: a review and critical evaluation. *Mammal Review* 44, 56-68.
- Jensen AS & Silber GK (2004). Large whale ship strike database. United States Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/OPR 25. Relatório não publicado.
- Jepson PD, Deaville R, Barber JL, Aguilar À, Borrel A, et al. & Law RJ (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 6, 18573.
- Jiménez R, Burgos M, Sánchez A & Díaz de la Guardia R (1990). The reproductive cycle of *Talpa occidentalis* in the southeastern Iberian Peninsula. *Acta Theriologica* 35 (1-2), 165-169.
- Johnston DW, Frungillo J, Smith A, Moore K, Sharp B, et al. & Read AJ (2015). Trends in Stranding and By-Catch Rates of Gray and Harbor Seals along the Northeastern Coast of the United States: Evidence of Divergence in the Abundance of Two Sympatric Phocid Species? *PLoS ONE* 10, e0131660.
- Jones, G & Froidevaux J (2020). Soprano Pipistrelle *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825). In Hackländer K & Zachos FE (eds.), *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer International Publishing, Cham.
- Jounela P, Sipilä T, Koskela J, Tiilikainen R, Auttila M et al. & Kunnasranta M (2019). Incidental bycatch mortality and fishing restrictions: impacts on juvenile survival in the Endangered Saimaa ringed seal *Pusa hispida saimensis*. *Endangered Species Research* 38, 91-99.
- Jubete F (2007). *Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758 In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Juste J & Alcalde J (2016). *Rhinolophus euryale*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T19516A21971185. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T19516A21971185>. en (consultado em 29 junho 2022).
- Juste J & Paunović M (2016). *Hypsugo savii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e. T44856A22072380 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T44856A22072380>. en. (consultado em 27 julho 2022).
- Juste J & Paunović M (2016). *Myotis blythii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T14124A22053297. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T14124A22053297>. en. (consultado em 28 junho 2022).
- Juste J & Paunović M (2016). *Pipistrellus kuhlii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T17314A22132946. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T17314A22132946>. en. (consultado em 3 maio 2022).
- Juste J (2007). *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco (eds): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Juste J (2016). *Eptesicus isabellinus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T85200107A85200275. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T85200107A85200275>. en. (consultado em 4 Julho 2022)
- Juste J, Benda P, Garcia-Mudarra JL & Ibáñez C (2013). Phylogeny and systematics of Old World serotine bats (genus *Eptesicus*, Vespertilionidae, Chiroptera): an integrative approach. *Zoologica Scripta* 42, 441-457.
- Juste J, Ibáñez C, De Paz O, Pérez-Suarez G, Martínez-Alós S et al. & Rodríguez-Navedo C (2017). Los murciélagos en los Parques Nacionales de Monfragüe y Cabañeros: diversidad, especies crípticas de murciélago hortelano y presencia viral. *Investigación en Red. Colección "Naturaleza y Parques Nacionales" Monografías del Ministerio de Medio Ambiente*, 293-306.
- Juste J, Ruedi M, Puechmaille SJ, Salicini I & Ibáñez C (2019). Two new cryptic bat species within the *Myotis nattereri* species complex (Vespertilionidae, Chiroptera) from the Western Palaearctic. *Acta Chiropterologica* 20, 285-300.
- Juste, J. & Paunović, M. 2016. *Nyctalus leisleri*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T14919A22016159. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T14919A22016159>. en. (consultado em 25 abril 2022).
- Kaczensky P, Linnell JDC, Huber, D, Manuela VA, Andren H, Breitenmoser U & Boitani L (2021). Distribution of large carnivores in Europe 2012 - 2016: Distribution maps for Brown bear, Eurasian lynx, Grey wolf, and Wolverine, Dryad, Dataset. <https://doi.org/10.5061/dryad.pc866t1p3>
- Kanuch P, Janeckova K & Kristin A (2005). Winter diet of the noctule bat *Nyctalus noctula*. *Folia Zoologica* 54, 53-60.
- Karataş A, Ozkurt S, & Kock D (2007). The recovery of *Nyctalus lasiopterus* (SCHREBER, 1780) (Chiroptera: Vespertilionidae) in Turkey. *Acta Zoologica Cracoviensia - Series A Vertebrata* 50, 53-56.
- Karlsson O, Hiby L, Lundberg T, Jüssi M & Helander B (2005). Photo-identification, site fidelity and movement of female gray seals (*Halichoerus grypus*) between haul-outs in the Baltic Sea. *Ambio* 34, 628-634
- Kato H & Perrin WF (2009). Bryde's Whales: *Balaenoptera edeni/brydei*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.), Academic Press, London.
- Kavanagh A, Cronin M, Walton M & Rogan E (2010). Diet of the harbour seal (*Phoca vitulina vitulina*) in the west and south-west of Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90, 1517-1527.
- Kavanagh AS, Nykänen M, Hunt W, Richardson N & Jessopp MJ (2019). Seismic surveys reduce cetacean sightings across a large marine ecosystem. *Scientific reports* 9, 19164.
- Kelm DH, Lenski J, Kelm V, Toelch U & Dziok F (2014). Seasonal bat activity in relation to distance to hedgerows in an agricultural landscape in central Europe and implications for wind energy development. *Acta Chiropterologica* 16, 65-73.

- Kenney RD (2009). Right whales: *Eubalaena glacialis*, *E. japonica*, and *E. australis*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Kepka O (1960). Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahr 1949 bis 1960. *Bonner Zoologische Beiträge* 11, 54-76.
- Kerth G & König B (1999). Fission, fusion and nonrandom associations in female bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behaviour* 136, 1187-1202.
- Kerth G & Melber M (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation* 142, 270-279.
- King CM & Powell RA (2006). *The natural history of weasels and stoats: ecology, behavior, and management*. Oxford University Press, New York.
- King CM (1977). The effects of the nematode parasite *Skrjabingylus nasicola* on British weasels (*Mustela nivalis*). *Journal of Zoology* 182(2), 225-249.
- Kinze CC (2018). White-beaked dolphin *Lagenorhynchus albirostris*. In Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.). Academic Press, San Diego.
- Kipson M, Gazaryan S & Horáček I (2022). *Savi's Pipistrelle Hypsugo savii (Bonaparte, 1837)*. In Hackländer K. & Zachos F.E. (eds): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham.
- Kipson M, Šálek M, Lučan R, Uhrin M, Maxinová E, et al. & Rnjak D (2018). Foraging habitat, home-range size and diet of a Mediterranean bat species, Savi's pipistrelle. *Acta Chiropterologica* 20, 351-360.
- Kiszka J & Braulik G (2018). *Grampus griseus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T9461A50356660. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T9461A50356660.en> (consultado em 1 outubro 2021)
- Kiszka J & Braulik G (2018). *Lagenodelphis hosei*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T11140A50360282. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T11140A50360282.en> (consultado em 1 julho 2021).
- Kiszka J (2015). Marine mammals: a review of status, distribution and interaction with fisheries in the Southwest Indian Ocean. In Van der Elst RP & Everett BI (eds.), *Offshore fisheries of the Southwest Indian Ocean: their status and the impact on vulnerable species*. *Oceanographic Research Institute Special Publication* 10, 303-323.
- Kiszka J, Berggren P, Rosenbaum HC, Cerchio S, Rowat D, et al. & Guissamulo A (2009). Cetaceans in the southwest Indian Ocean: a review of diversity, distribution and conservation issues. Paper SC/61/O18 presented to Scientific Committee, International Whaling Commission.
- Kiszka JE & Braulik G (2020). *Kogia breviceps*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T11047A50358334. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T11048A50359330.en> (consultado em 1 outubro 2021).
- Kiszka JE & Braulik G (2020). *Kogia sima*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T11048A50359330. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T11048A50359330.en> (consultado em 1 outubro 2021).
- Kitchener AC, Yamaguchi N, Ward JM & Macdonald DW (2005). A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): a tool for conservation action for a critically endangered felid. *Animal Conservation* 8(3), 223-237.
- Knowlton AR, Hamilton PK, Marx MK, Pettis HM & Kraus SD (2012). Monitoring North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* entanglement rates: a 30 yr retrospective. *Marine Ecology Progress Series* 466, 293-302.
- Kobayashi Y, Kariya T, Chishima J, Fujii K, Wada K, et al. & Sakurai Y (2014). Population trends of the Kuril harbour seal *Phoca vitulina stejnegeri* from 1974 to 2010 in southeastern Hokkaido, Japan. *Endangered Species Research* 24, 61-72.
- Kokurewicz T & Bartmanska J (1992). Early sexual maturity in male Daubenton's bat field observations and histological studies on the genitalia. *Myotis* 30, 95-108.
- Korpimäki E & Norrdahl K (1989). Avian predation on mustelids in Europe 1: occurrence and effects on body size variation and life traits. *Oikos*, 205-215.
- Kovacs KM (2009). Bearded Seal: *Erignathus barbatus*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Kovacs KM (2016). *Cystophora cristata*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T6204A45225150. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T6204A45225150.en> (consultado em 25 outubro 2021).
- Kovacs KM (2016). *Erignathus barbatus ssp. barbatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T8012A66991095. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T8012A66991095.en> (consultado em 1 outubro 2021).
- Krapp F (2004). *Handbuch der Säugetiere Europas* (Vol. 4: Fledertiere, Teil II: Chiroptera II). Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Kratofil MA, Ylitalo GM, Mahaffy SD, West KL & Baird RW (2020). Life history and social structure as drivers of persistent organic pollutant levels and stable isotopes in Hawaiian false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Science of The Total Environment* 733, 138880.
- Krauze-Gryz D & Gryz JA (2015). A review of the diet of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in different types of habitats. In Shuttleworth C M, Lurz PW & Hayward MW (eds.): *Red squirrels: ecology, conservation & management in Europe*. European Squirrel Initiative, Stoneleigh Park, Warwickshire, England.
- Kravchenko K, Vlaschenko A, Lehnert L, Courtiol A & Voigt C (2020). Generational shift in the migratory common noctule bat: first-year males lead the way to hibernacula at higher latitudes. *Biology Letters* 16, 20200351.
- Kristiansen LV, Sunde P, Nachman G & Madsen AB (2007). Mortality and reproductive patterns of wild European polecats *Mustela putorius* in Denmark. *Acta Theriologica* 52(4), 371-378.
- Kronwittter F (1988). Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, *Nyctalus noctula* (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radio-tracking. *Myotis* 26, 23-85.
- Krüger F, Clare EL, Symondson WO, Keišs O & Pētersons G (2014). Diet of the insectivorous bat *Pipistrellus nathusii* during autumn migration and summer residence. *Molecular Ecology* 23, 3672-3683.

- Kruse S, Caldwell DK & Caldwell MM (1999). Risso's dolphin *Grampus griseus* (G. Cuvier, 1812). In Ridgway SH & Harrison R (eds.): *Handbook of Marine Mammals: The Second Book of Dolphins and the Porpoises*, Academic press, Cambridge.
- Kruuk H (1995). *Wild Otters: Predation and Populations*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Kryštufek B (2016). *Chionomys nivalis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T4659A115069366 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T4659A22379147.en> (consultado em 24 junho de 2022).
- Kryštufek B (2017). Family Cricetidae. In Wilson DE, Lacher Jr. TE & Mittermeier RA (eds.): *Handbook of the mammals of the world*. Vol. 7. Rodents II. Barcelona, Spain: Lynx Edicions.
- Kyheröinen EM, Aulagnier S., Dekker J, Dubourg-Savage M-J, Ferrer B et al. & Tsoar A (2019). *Guidance on the conservation and management of critical feeding areas and commuting routes for bats*. EUROBATS Publication Series No. 9. UNEP/ EUROBATS Secretariat, Bonn.
- Labansen AL, Lydersen C, Levermann N, Haug T & Kovacs KM (2011). Diet of ringed seals (*Pusa hispida*) from Northeast Greenland. *Polar Biology*, 34, 227-234.
- Lacey C (2014). SCANS II cetacean sightings on primary platform of vessel surveys 2005. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1150>) (consultado em 1 julho 2021).
- Lacey C (2014b). SCANS II cetacean sightings on tracker platform of vessel surveys 2005. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/1150>) (consultado a 1 junho 2021)
- Lacoeuilhe A, Machon N, Julien JF, Le Bocq A, & Kerbiriou C (2014). The influence of low intensities of light pollution on bat communities in a semi-natural context. *PLoS One* 9, e103042.
- Laguna E, Barasona JA, Vicente J, Keuling O & Acevedo P (2021). Differences in wild boar spatial behaviour among land uses and management scenarios in Mediterranean ecosystems. *Science of The Total Environment* 796, 148966.
- Laidre KL, Heagerty PJ, Heide-Jørgensen MP, Witting L & Simon M (2009). Sexual segregation of common minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in Greenland, and the influence of sea temperature on the sex ratio of catches. *ICES Journal of Marine Science* 66, 2253-2266.
- Laidre KL, Stirling I, Lowry LF, Wiig Ø, Heide-Jørgensen MP & Ferguson SH (2008). Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecological Applications* 18, S97-S125.
- Laist DW, Knowlton AR, Mead JG, Collet AS & Podesta M (2001). Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science* 17, 35-75.
- Lanza B (2012). Fauna d'Italia: Mammalia; 5. Chiroptera. Calderini
- Lehmann J, Jenni L, Maumary L (1992) A new longevity record for the long-eared bat (*Plecotus auritus*, Chiroptera). *Mammalia* 56, 316-318.
- Lara-Romero C, Virgós E, Escribano-Ávila G, Mangas JG, Barja I & Pardavila X (2012). Habitat selection by European badgers in Mediterranean semi-arid ecosystems. *Journal of Arid Environments* 76, 43-48.
- Larivière S & Calzada J (2001). *Genetta genetta*. *Mammalian Species* 680, 1-6.
- LEA (2009). Estudo Complementar da Utilização dos Túneis Ferroviários da Linha do Tua pelos Quirópteros no Âmbito do Aproveitamento Hidroelétrico da Foz do Tua (AHFT). Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD), Vila Real.
- LEFT (2021). Relatório de Monitorização da Medida Compensatória Programa de Conservação de Toupeira-de-água – MC7. Fase de exploração (Ano 5). Laboratório de Ecologia Fluvial e Terrestre (LEFT) da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD). Relatório Final (RMC7.05.00) para a EDP no âmbito do Programa Integrado de Monitorização Ambiental. Aproveitamento Hidroelétrico do Baixo Sabor.
- Lehnert LS, Kramer-Schadt S, Schönborn S, Lindecke O, Niermann I & Voigt CC (2014). Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PLoS one*, e103106.
- León-Vizcaino L, de Ybanez MRR, Cubero MJ, Ortiz JM, Espinosa J et al. & Alonso F (1999) Sarcoptic mange in Spanish ibex from Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 35, 647-659.
- Lesage V & Hammill MO (2001). The Status of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the Northwest Atlantic. *Canadian Field Naturalist* 115, 653-662.
- Lesage V, Gavrilchuk K, Andrews RD & Sears R (2017). Foraging areas, migratory movements and winter destinations of blue whales from the western North Atlantic. *Endangered Species Research* 34, 27-43.
- Lesage V, Gosselin JF, Lawson JW, McQuinn I, Moors-Murphy H et al. & Simard Y (2018). Habitats important to blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the western North Atlantic. DFO Canadian Science Advisory Secretary Research Document 2016/080, iv, Relatório não publicado.
- Libois R, Ramalhinho MG & Fons R (1999). *Crocidura suaveolens*. In Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Kryštufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralik V & Zima J (eds.): *The Atlas of European Mammals*. Academic Press, Londres.
- Lidicker WZ Jr (2007). Issues in rodent conservation. In Wolff JO & Sherman PW (eds): *Rodent Societies: an ecological and evolutionary perspective*. University of Chicago Press, Chicago.
- LIFELINES (2022). Base de dados nacional de atropelamentos de fauna. https://mapserver.uevora.pt/webgis_lifelines/liz-map/www/index.php/view/map/?repository=lifelines-public&project=a2_national_roadkill_database_lifelines_a2 (consultado em 15 julho 2022).
- Lindsay JM, Laidre KL, Conn PB, Moreland EE & Boveng PL (2021). Modeling ringed seal *Pusa hispida* habitat and lair emergence timing in the eastern Bering and Chukchi Seas. *Endangered Species Research* 46, 1-17.
- Lino S, Sillero N, Torres J, Santos X & Álvares F (2019). The role of fire on wolf distribution and breeding-site selection: Insights from a generalist carnivore occurring in a fire-prone landscape. *Landscape and Urban Planning* 183, 111-121.
- Linton DM & MacDonald DW (2020). Phenology of reproductive condition varies with age and spring weather conditions

- in male *Myotis daubentonii* and *M. nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Scientific Reports* 10, 6664.
- Lisón F (2017). Murciélago hortelano meridional – *Eptesicus isabellinus*. In Salvador A & Barja I (eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Lisón F, Aledo E & Calvo JF (2011). Los murciélagos (Mammalia: Chiroptera) de la Región de Murcia (SE España): distribución y estado de conservación. *Anales de Biología* 33, 79-92.
- Lisón F, Espinosa JAL, Calvo JF & Jones G (2015). Diet of the meridional serotine *Eptesicus isabellinus* in an urban semi-arid Mediterranean landscape. *Acta Chiropterologica* 17, 371-378.
- Lisón F, Haz Á & Calvo J (2014). Preferencia de hábitat del murciélago hortelano meridional *Eptesicus isabellinus* (Temminck, 1840) en ambientes mediterráneos semiáridos. *Animal Biodiversity and Conservation* 37, 59-67.
- Livet F & Roeder JJ (1987). Encyclopédie des carnivores de France: la genette (*Genetta genetta*, Linnaeus, 1758). *Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères* 17, 1-33.
- Llorente E, Terroba O, Encinar D, Hernández-Hernández J, Martín-García S & Virgós E (2021). Variations in the abundance of the Iberian mole (*Talpa occidentalis*) in a habitat and climatic gradient in central Spain. *Mammalian Biology* 101, 997-1004.
- Lockyer C (1986). Body fat condition in Northeast Atlantic fin whales, *Balaenoptera physalus*, and its relationship with reproduction and food resource. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43, 142-147.
- Lodé T (1997). Trophic status and feeding habits of the European Polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mammal Review* 27, 177-184.
- Lopes AM, Marques S, Silva E, Magalhães MJ, Pinheiro A *et al.* & Abrantes J (2014). Detection of RHDV strains in the Iberian hare (*Lepus granatensis*): earliest evidence of rabbit lagovirus cross-species infection. *Veterinary Research* 45, 94
- López A & Barreiro A (1993). Ingestión de materiales plásticos e petróleo por cetáceos. *Eubalaena* 1, 3-9. Tórculo Artes Gráficas S.A.L., Compostela.
- López A, Santos MB, Pierce GJ, González AF, Valeiras X & Guerra A (2002). Trends in strandings and by-catch of marine mammals in north-west Spain during the 1990s. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 513-521.
- López-Baucells A, Puig-Montserrat X, Torre I, Freixas L, Mas M, Arribabalaga A & Flaquer, C (2017). Bat boxes in urban non-native forests: a popular practice that should be reconsidered. *Urban Ecosystems* 20, 217-225.
- López-Fuster MJ (2002). *Sorex granarius* Miller, 1910. In Palomo LJ & Gisbert J (eds.): *Atlas de los mamíferos de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid.
- López-Fuster MJ (2010). Musaraña ibérica – *Sorex granarius*. In Salvador A & Cassinello J (eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Lopéz-Martín JM (2007). *Martes martes* (Linnaeus, 1758). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Louella M & Dolar L (2009). Fraser's dolphin: *Lagenodelphis hosei*. In Perrin WF, Würsig B Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second ed.). Academic Press, New York.
- Lourenço J, Pereira R, Gonçalves F & Mendo S (2013). Metal bioaccumulation, genotoxicity and gene expression in the European wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) inhabiting an abandoned uranium mining area. *Science of the Total Environment* 443, 673-680.
- Lourenço SI & Palmeirim JM (2004). Influence of temperature in roost selection by *Pipistrellus pygmaeus* (Chiroptera): relevance for the design of bat boxes. *Biological Conservation* 119, 237-243.
- Lovari S, Herrero J, Masseti M, Ambarli H, Lorenzini R & Giannatos G (2016). *Capreolus capreolus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T42395A22161386. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T42395A22161386.en> (consultado em 29 setembro 2022).
- Lowry L (2016). *Phoca vitulina*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T17013A45229114. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T17013A45229114.en>. (consultado em 1 outubro 2021).
- Lowry L (2016). *Pusa hispida*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T41672A45231341. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41672A45231341.en>. (consultado em 15 outubro 2021).
- Lučan R, Reiter A, Chytil J, Horáček I & Bartonička T (2020). *Pipistrellus kuhlii* in the Czech Republic: 2007-2020 (Chiroptera: Vespertilionidae). *Lynx* 51, 81-94.
- Lucan RK, Hanak V & Horacek I (2009). Long-term re-use of tree roosts by European forest bats. *Forest Ecology and Management* 258, 1301-1306.
- Lucas J (2007). *Miniopterus schreibersii*. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Luis ARF (2019). Multi-regional acoustic repertoires of bottlenose dolphins: common themes, geographical variations and ecological factors. Tese de Doutorado, ISPA - Instituto Universitário de Lisboa, Lisboa.
- Lundy M, Montgomery I & Russ J (2010). Climate change-linked range expansion of *Nathusius' pipistrelle* bat, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839). *Journal of Biogeography* 37, 2232-2242.
- Luque-Larena J, Mougeot F, Viñuela J, Jareño D, Arroyo L *et al.* & Arroyo B (2013). Recent large-scale range expansion and outbreaks of the common vole (*Microtus arvalis*) in NW Spain. *Basic and Applied Ecology* 14, 432-441.
- Luque-Larena JJ & Gonzálbez J (2007). *Chionomys nivalis* (Martins, 1842) In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.

- Lusher AL, Hernandez-Milian G, Berrow S, Rogan E & O'Connor I (2018). Incidence of marine debris in cetaceans stranded and bycaught in Ireland: Recent findings and a review of historical knowledge. *Environmental Pollution* 323, 467-476.
- Lusher AL, Hernandez-Milian G, O'Brien J, Berrow S, O'Connor I & Officer R (2015). Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution* 199, 185-191.
- Lydersen C, Vacqu -Garcia J, Heide-Jørgensen MP,  ien N, Guinet C & Kovacs KM (2020). Autumn movements of fin whales (*Balaenoptera physalus*) from Svalbard, Norway, revealed by satellite tracking. *Scientific reports* 10, 16966.
- Lysvikatos M (2015). Estimates of cetacean and pinniped bycatch in Northeast and Mid-Atlantic bottom trawl fisheries, 2008-2013. Woods Hole, Massachusetts (US): United States Department of Commerce/NMFS. Northeast Fisheries Science Center Reference Document. Relatório n o publicado.
- Macdonald DW (1987). *Running with the fox*. Unwin Hyman, London.
- Macdonald DW, Tew TE & Todd IA (2004). The ecology of weasels (*Mustela nivalis*) on mixed farmland in southern England. *Biologia-Bratislava* 59(2), 235-242.
- MacKay J (2010). Datasheet: *Mus domesticus* (house mouse). In *Invasive Species Compendium: Detailed Coverage of Invasive Species Threatening Livelihoods and the Environment Worldwide*. CAB International. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/35218> (consultado em 8 de Agosto 2022).
- MacLeod CD & Zuur AF (2005). Habitat utilization by Blainville's beaked whales off Great Abaco, northern Bahamas, in relation to seabed topography. *Marine Biology* 147, 1-11.
- Macleod CD (2000). Review of the distribution of *Mesoplodon* species (order Cetacea, family Ziphiidae) in the North Atlantic. *Mammal Review* 30, 1-8.
- MacLeod CD, Perrin WF, Pitman RL, Barlow J, Balance L et al. & Waring GT (2006). Known and inferred distributions of beaked whale species (Ziphiidae: Cetacea). *Journal of Cetacean Research and Management* 7, 271-286.
- Madsen PT, Mohl B, Nielsen BK & Wahlberg M (2002). Male sperm whale behaviour during exposures to distant seismic survey pulses. *Aquatic Mammals* 28, 231-240.
- Madureira ML & Ramalhinho MG (1982). Notas sobre a distribui o, diagnose e ecologia dos Insectivora e Rodentia portugueses. *Arquivos do Museu Bocage* 1(10), 165-263.
- Madureira ML (1984). *A biologia de Microtus (Pitymys) duodecimcostatus de S lys-Longchamps, 1839 e M. (P.) lusitanicus Gerbe, 1879 em Portugal (Arvicolidae, Rodentia): taxonomia, osteologia, ecologia e adapta es*. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Magalhães CP (1974). *Hábitos Alimentares da Raposa (Vulpes vulpes silacea) e da Geneta (Genetta genetta) na Tapada de Mafra*. Secretaria de Estado da Agricultura - Zoologia Florestal e Cinegética, Lisboa.
- Magalhães JP & Costa AJ (2009). A database of vertebrate longevity records and their relation to other life-history traits. *Journal of Evolutionary Biology* 22(8), 1770-1774.
- Maillard W & Montfort D (2005). Premier signalement du Murin d'Alcathoe, *Myotis alcathoe* Helversen & Heller, 2001 en Loire-Atlantique (France), et nouvelles observations du Miniop t re de Schreibers, *Miniopterus schreibersii* (Kuhl, 1817). *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France* 27, 196-198.
- Main MT, Davis RA, Blake D, Mills H & Doherty TS (2019). Human impact overrides bioclimatic drivers of red fox home range size globally. *Diversity and Distributions* 26, 1083-1092.
- Mallo-Leira M & Díez C (2021). Nuevos datos de distribución de marta *Martes martes* en Ourense, Galicia. El fototr mpeo como herramienta de muestreo de la especie. *Galemys* 33, 1-12.
- Mañas S, Gómez A, Asensio A, Palazón S, Podra M, et al. & Casal J (2016). Prevalence of antibody to aleutian mink disease virus in European Mink (*Mustela lutreola*) and American mink (*Neovison vison*) in Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 52(1), 22-32.
- Manghi G, Costa M, Pereira D & Mira A (2005). Area vital y patrons de actividad del turon (*Mustela putorius*) en el sur de Portugal. Datos preliminares. In VII Jornadas de la SECEM. Valencia. 3-6 December.
- Marçalo A, Carvalho F, Frade M, Pires A, Alexandre S et al. & Gonçalves JMS (2021). Redu o de capturas acidentais de espécies marinhas protegidas em pescarias costeiras algarvias: inova o de procedimentos e técnicas de mitiga o. Relatório técnico iNOVPESCA, Programa MAR2020, MAR-16-01-03-FMP-0020, Universidade do Algarve, CCMAR. Relatório não publicado.
- Marçalo A, Giménez J, Nicolau L, Frois J, Ferreira M et al. & Vingada J (2021). Stranding patterns and feeding ecology of striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*, in Western Iberia (1981-2014). *Journal of Sea Research* 169, 101996.
- Marçalo A, Katara I, Feijó D, Araújo H, Oliveira I, et al. A & Vingada J (2015). Quantification of interactions between the Portuguese sardine purse-seine fishery and cetaceans. *ICES Journal of Marine Science* 72, 2438-2449.
- Marcheselli M, Sala L & Mauri M (2010). Bioaccumulation of PGEs and other traffic-related metals in populations of the small mammal *Apodemus sylvaticus*. *Chemosphere* 80, 1247-1254.
- Marco J & Gortázar C (2002). *El ciervo: Biología y gestión poblacional*. Cuadernos de caza y pesca de Arag n. Prames, Zaragoza.
- Marques GM, Augustine S, Lika K, Pecquerie L, Domingos T & Kooijman SA (2018). The AmP project: comparing species on the basis of dynamic energy budget parameters. *PLoS Computational Biology* 14, e1006100.
- Marques JT & Rainho A (2005). GAPS – Gestão Activa e Participada do Sítio de Monfurado. Ac o A5. CMMN e ICN, Montemor-o-Novo.
- Marques JT, Rainho A, Carapu o M, Oliveira P & Palmeirim JM (2004). Foraging behaviour and habitat use by the European free-tailed bat *Tadarida teniotis*. *Acta Chiropterologica* 6, 99-110.
- Martin AR & Walker FJ (1997). Sighting of a right whale (*Eubalaena glacialis*) with calf off S.W. Portugal. *Marine Mammal Science* 13, 139-140.

- Martinoli A & Spada M (2021). Meridional Serotine *Eptesicus isabellinus* (Temminck, 1840). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Martinoli A, Mazzamuto MV & Spada M (2020) Serotine *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774). In Hackländer K & Zachos FE (eds): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham.
- Martins AMA, Alves TJJr, Furtado Neto MAA & Lien J (2004). The most northern record of Gervais' beaked whale, *Mesoplodon europaeus* (Gervais, 1855), for the Southern Hemisphere. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 3, 151-155.
- Maselli V, Ripa D, Russo G, Ligrone R, Soppelsa O, D'Aniello B, Raia P & Fulgione D (2014). Wild boars' social structure in the Mediterranean habitat. *Italian Journal of Zoology* 81, 610-617.
- Massoud D, Barrionuevo FJ, Ortega E, Burgos M & Jiménez R (2014). The testis of greater white-toothed shrew *Crocidura russula* in Southern European populations: A case of adaptive lack of seasonal involution? *Journal of Experimental Zoology Part B: Molecular and Developmental Evolution* 322(5), 304-315.
- Mata VA, Amorim F, Corley MFV, McCracken GF, Rebelo H, & Beja P (2016). Female dietary bias towards large migratory moths in the European free-tailed bat (*Tadarida teniotis*). *Biology Letters* 12, 20150988.
- Mate BR, Stafford KM, Ljungblad DK (1994). A change in sperm whale (*Physeter macrocephalus*) distribution correlated to seismic surveys in the Gulf of Mexico. *Journal of the Acoustical Society of America* 96, 3268-3269.
- Mateus AR, Grilo C & Santos-Reis M (2010). Surveying drainage culvert use by carnivores: sampling design and cost-benefit analyzes of track-pads vs. video-surveillance methods. *Environmental Monitoring Assessment* 181, 101-109.
- Mathews F, Kubasiewicz LM, Gurnell J, Harrower CA, McDonald RA & Shore RF (2018). *A review of the population and conservation status of British mammals*. A report by the mammal society under contract to Natural England, Natural Resources Wales and Scottish Natural Heritage. Natural England, Peterborough.
- Mathias ML & Gurnell J (1998). Status and Conservation of the Red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Portugal. *Hystrix* 10, 13-19.
- Mathias ML (coord.), Santos-Reis M, Palmeirim J & Ramalinho MG (1999). *Mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Mathias ML, Hart EB, Ramalinho MG & Jaarola M. (2017) *Microtus agrestis* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species* 49, 23-39.
- Mathias ML, Ramalinho MG, Santos-Reis M, Petrucci-Fonseca F, Libois R et al. & Collares-Pereira M. (1998). Mammals from the Azores islands (Portugal): an updated overview. *Mammalia* 62, 397-407
- Matias G, Rosalino LM, Alves PC, Tiesmeyer A, Nowak C, et al. & Monterroso P (2022). Genetic integrity of European wildcats: Variation across biomes mandates geographically tailored conservation strategies. *Biological Conservation* 268, 109518.
- Matias G, Rosalino LM, Rosa JL & Monterroso P (2021). Wildcat population density in NE Portugal: A regional stronghold for a nationally threatened felid. *Population Ecology* 63(3), 247-259.
- Matos H & Santos-Reis M (2006). Distribution and status of the pine marten in Portugal. In Santos-Reis M, Birks JD, O'Doherty EC & Proulx G (eds.): *Martes in Carnivore Communities*. Alpha Wildlife Publications, Sherwood Park, Alberta, Canada.
- Matos M (2013). *Pipistrellus kuhlii*. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord). *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Maughan B & Arnold K (2010). UK Royal Navy Marine Mammal Observations. OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/64>) (consultado em 1 junho 2021).
- Mayer F, Dietz C & Kiefer A (2007). Molecular species identification boosts bat diversity. *Frontiers in Zoology* 4, 4.
- McAlpine DF (2018). Pygmy and dwarf sperm whales *Kogia breviceps* and *K. simus*. In Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.). Academic Press, San Diego.
- McDevitt AD, Montgomery WI, Tosh DG, Lusby J, Reid N et al. & Yearsley JM (2014). Invading and expanding: range dynamics and ecological consequences of the greater white-toothed shrew (*Crocidura russula*) invasion in Ireland. *PloS ONE* 9, e100403.
- McGowan NE, Roche N, Aughney T, Flanagan J, Nolan P, Marnell F & Reid N. (2021). Testing consistency of modelled predictions of the impact of climate change on bats. *Climate Change Ecology*, 100011.
- McKenna MF, Calambokidis J, Oleson EM, Laist DW & Goldbogen JA (2015). Simultaneous tracking of blue whales and large ships demonstrates limited behavioral responses for avoiding collision. *Endangered Species Research* 27, 219-232.
- McLellan BN, Proctor MF, Huber D & Michel S (2017). *Ursus arctos* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*: e.T41688A121229971. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T41688A121229971.en>
- McLellan WA, McAlarney RJ, Cummings EW, Read AJ, Paxton CGM et al. & Pabst DA (2018). Distribution and abundance of beaked whales (Family Ziphiidae) off Cape Hatteras, North Carolina, U.S.A. *Marine Mammal Science* 34, 997-1017.
- Mead JG (1989). Beaked whales of the Genus *Mesoplodon*. In Ridgway SH & Harrison R (eds.): *Handbook of marine mammals*. Academic Press, London.
- Mech LD (1970). *The Wolf. The Ecology and Behaviour of an Endangered Species*. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Medinas D, Marques J & Mira A (2012). Assessing road effects on bats: The role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research* 28, 227-237.
- Melero Y & Palazón S (2011). Visión americano – Neovison vison. In Salvador A & Cassinello J (eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Melero Y, Aymeric P, Santulli G & Gosálbez J (2014). Activity and space patterns of Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) suggest non-aggressive and non-territorial behaviour. *European Journal of Wildlife Research* 60(4), 707-715.
- Melero Y, Palazón S, Bonesi L & Gosálbez J (2008). Feeding habits of three sympatric mammals in NE Spain: the American mink, the spotted genet, and the Eurasian otter. *Acta Theiologica* 53, 263-273.
- Méndez-Fernandez P, Webster L, Chouvelon T, Bustamante P, Ferreira M *et al.* & Caurant F (2014). An assessment of contaminant concentrations in toothed whale species of the NW Iberian Peninsula: Part I. Persistent organic pollutants. *Science of the Total Environment* 484, 196-205.
- Merkel B, Lydersen C, Yoccoz NG & Kovacs KM (2013). The World's Northernmost Harbour Seal Population – How Many Are There?. *PLoS ONE* 8, e67576.
- Mestre F, Pita R, Paupério J, Martins F, Alves PC, Mira A & Beja P (2015). Combining distribution modelling and non-invasive genetics to improve range shift forecasting. *Ecological Modelling* 297, 171-197
- Mestre F, Risk BB, Mira A, Beja P & Pita R (2017). A metapopulation approach to predict species range shifts under different climate change and landscape connectivity scenarios. *Ecological Modelling* 359, 406-414.
- Mestre FM, Ferreira JP & Mira A (2007). Modelling the distribution of the European polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean agricultural landscape. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 62, 35-47.
- Meÿer MA, Best PB, Anderson-Read MD, Cliff G, Dudley SFJ & Kirkman SP (2011). Trends and interventions in large whale entanglement along the South African coast. *African Journal of Marine Science* 33, 429-439.
- Michaelsen TC, Jensen KH & Hogstedt G (2014). Roost site selection in pregnant and lactating soprano pipistrelles (*Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825) at the species northern extreme: the importance of warm and safe roosts. *Acta Chiropterologica* 16, 349-357.
- Miñarro M, Montiel C & Dapena E (2012). Vole pests in apple orchards: use of presence signs to estimate the abundance of *Arvicola terrestris cantabriae* and *Microtus lusitanicus*. *Journal of Pest Science* 85, 477-488.
- Minton G, Braulik G & Reeves R (2018). *Globicephala macrorhynchus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T9249A50355227. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T9249A50355227.en>. (consultado em 1 Outubro 2021).
- Minton G, Reeves R & Braulik G (2018). *Globicephala melas*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T9250A50356171. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T9250A50356171.en> (consultado em 1 outubro 2021).
- Mintzer VJ, Gannon DP, Barros NB & Read AJ (2008). Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Science* 24, 290-302.
- Mira A & Mathias ML (2007). *Microtus lusitanicus* (Gerbe, 1879). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas Y Libro Rojo de Los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Mira AP (1999). *Ecologia do rato-cego-mediterrânico (Microtus decimcostatus) em pomares de citrinos do sul de Portugal. Bases para a gestão das populações*. Tese de Doutorado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Reijnders PJH, Spitzenberger F *et al.* & Zima J (1999). *Atlas of European Mammals*. The Academic Press. London.
- MITECO - Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2015). Resultados del Censo Nacional 2012-2014 del lobo ibérico (*Canis lupus*) en España (resumo). <https://www.miteco.gob.es>, (consultado em 15 julho 2022)
- Mitschunas N & Wagner M (2015). Diet of the Lesser Horseshoe Bat (*Rhinolophus hipposideros*) in Central Germany and Its Seasonal and Site-Specific Variation. *Acta Chiropterologica* 17, 379-392.
- Miyazaki N & Amano M (1991). Sighting survey of marine mammals by the R/V Hakuho Maru. In Nemoto T & Asai T (eds.): *Preliminary Report of the Hakuho Maru Cruise KH-89-2 (Around the World Expedition). October 27, 1989-March 5, 1990. Synthetic and Global Studies of Major Oceans in the World*. University of Tokyo.
- Moço G, Guerreiro M, Ferreira A F, Rebelo A, Loureiro A *et al.* & Pérez JM (2006). The wild goat *Capra pyrenaica* returns to its former Portuguese range. *Oryx*, 40, 351-354.
- Moço G, Serrano E, Guerreiro M, Ferreira AF, Petrucci-Fonseca F *et al.* & Pérez JM (2014). Does livestock influence the diet of Iberian wild goat *Capra pyrenaica* in the Peneda-Gerês National Park (Portugal)? *Mammalia* 78, 393-399.
- Modest M (2015). Anthropogenic noise pollution: understanding the effect of mid-frequency active sonar on Risso's dolphin behavior. Dissertação de Mestrado, Imperial College, London.
- Molinari-Jobin A, Wölfli S, Marboutin E, Molinari P, Wölfli M *et al.* & Breitenmoser U (2012). Monitoring the Lynx in the Alps. *Hystrix* 23, 49-53.
- Monadjem A, Demos T, Dalton D, Webala P, Musila S, Peterhans J & Patterson B (2020). A revision of pipistrelle-like bats (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae) in East Africa with the description of new genera and species. *Zoological Journal of the Linnean Society* 20, 1-33.
- Monteiro S (2013). Population Ecology of Long-finned Pilot Whale (*Globicephala melas*) off the Western Coast of Iberian Peninsula. Tese de Doutoramento, Universidade do Minho, Braga.
- Monteiro S, Ferreira M, Vingada JV, López A, Brownlow A & Méndez-Fernandez P (2015b). Application of stable isotopes to assess the feeding ecology of long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the Northeast Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 465, 56-63.
- Monteiro SS, Bozzetti M, Torres J, Tavares AS, Ferreira M *et al.* & Eira C (2020). Striped dolphins as trace element biomonitoring tools in oceanic waters: Accounting for health-related variables. *Science of the Total Environment* 699, 134410.

- Monteiro SS, Méndez-Fernandez P, Piertney S, Moffat CF, Ferreira M et al. & Pierce GJ (2015a). Long-finned pilot whale population diversity and structure in Atlantic waters assessed through biogeochemical and genetic markers. *Marine Ecology Progress Series* 536, 243-257.
- Monteiro SS, Pereira AT, Costa E, Torres J, Oliveira I et al. & Eira C (2016). Bioaccumulation of trace element concentrations in common dolphins (*Delphinus delphis*) from Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 113, 400-407.
- Monteiro SS, Torres J, Ferreira M, Marçalo A, Nicolau L et al. & Eira C (2016). Ecological variables influencing trace element concentrations in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) stranded in continental Portugal. *Science of the Total Environment*, 544, 837-844.
- Monterroso P, Díaz-Ruiz F, Lukacs PM, Alves PC & Ferreras P (2020). Ecological traits and the spatial structure of competitive coexistence among carnivores. *Ecology* 101(8), e03059.
- Monterroso P, Garrote G, Serronha A, Santos E, Delibes-Mateo M, ... & Alves PC (2016). Disease-mediated bottom-up regulation: An emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports* 6, 36072
- Monterroso P, Rebelo P, Alves PC & Ferreras P (2016). Niche partitioning at the edge of the range: a multidimensional analysis with sympatric martens. *Journal of Mammalogy* 97, 928-939.
- Montgomery WI (1989). Population regulation in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. II. Density dependence in spatial distribution and reproduction. *Journal of Animal Ecology* 58, 477-494.
- Montgomery WI (1999). *Apodemus sylvaticus* In Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Kryštufek B, Reijnders PJH et al. & Zima J (eds): *The Atlas of European Mammals*, Academic Press, London.
- Moore MJ, Rubenstein B, Norman SA & Lipscomb T (2004). A note on the most northerly record of Gervais' beaked whale from the western North Atlantic Ocean. *Journal of Cetacean Research and Management* 6, 279-281.
- Morales A & Rodríguez J (1997). Black rats (*Rattus rattus*) from medieval Mertola (Baixo Alentejo, Portugal). *Journal of Zoology* 241,623-642.
- Morán-López T, Robledo-Arnuncio JJ, Díaz M, Morales JM, Lázaro-Nogal A et al. & Valladares F (2016). Determinants of functional connectivity of holm oak woodlands: fragment size and mouse foraging behavior. *Forest Ecology and Management* 368, 111-122.
- Moreira F & Russo (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology* 22, 1461-1476.
- Moreira F, Ascoli D, Safford H, Adams MA et al. & González ME (2020). Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environmental Research Letters* 15, 011001.
- Moreira I & Naumann-Etiénne C (1987). Roedores de Campo e seu Controlo. Lisboa: Projecto Luso-Alemão "Combate a roedores de campo" - Direcção-Geral da Protecção das Culturas. Lisboa.
- Moreira L (1998). *O Lobo no Nordeste de Trás-os-Montes*. Coleção Património Natural Transmontano. João Azevedo Editor, Mirandela.
- Moreno S & Kufner MB (1988). Seasonal patterns in the wood mouse population in Mediterranean scrubland. *Acta Theriologica* 33, 79-85.
- Moreno S (2012). Lirón careto - *Eliomys quercinus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/mamiferos/elique.html> (consultado em 24 de junho de 2022).
- Morizur Y, Berrow S, Tregenza NJ, Couperus A & Pouvreau S (1999). Incidental catches of marine-mammals in pelagic trawl fisheries of the northeast Atlantic. *Fisheries Research* 41, 297-307.
- Mougeot F, Lambin X, Arroyo B & Luque-Larena JJ (2020). Body size and habitat use of the common weasel *Mustela nivalis vulgaris* in Mediterranean farmlands colonised by common voles *Microtus arvalis*. *Mammal research* 65(1), 75-84.
- Moura AE, Sillero N & Rodrigues AC (2012). Common dolphin (*Delphinus delphis*) habitat preferences using data from two platforms of opportunity. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 38, 24-32.
- Moura JF, Acevedo-Trejos E, Tavares DC, Meirelles AC, Silva CP et al. & Merico A (2016). Stranding Events of *Kogia* Whales along the Brazilian Coast. *Plos one*, 11, e0146108.
- Mukhacheva S & Tolkachev O (2022). Long-distance dispersal of two species of shrews (*Sorex caecutiens* Laxmann, 1788 and *Sorex minutus* Linnaeus, 1766). *Mammalia*.
- Mundinger C, Fleischer T, Scheuerlein A & Kerth G (2022). Global warming leads to larger bats with a faster life history pace in the long-lived Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*). *Communications Biology* 5, 1-8.
- Muñoz A, Bonal R & Díaz M (2009). Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 10(2), 151-160.
- Murphy S, Dabin W, Ridoux V, Morizur Y, Larsen F & Rogan E (2007). Estimation of Rmax for the common dolphin in the Northeast Atlantic. Report to the European Commission, NECESSITY Contract 501605 Periodic Activity Report No. 2-Annex 8.4. Ijmuiden, The Netherlands: IMARES Wageningen UR, Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies. Relatório não publicado.
- Murphy S, Evans PGH, Pinn E & Pierce GJ (2019). Conservation management of common dolphins: Lessons learned from the North East Atlantic. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31, 137-166.
- Murphy S, Winship A, Dabin W, Jepson PD, Deaville R et al. & Northridge SP (2009). Importance of biological parameters in assessing the status of *Delphinus delphis*. *Marine Ecology Progress Series* 388, 273-291.
- Murray KT, Hatch JM, DiGiovanni RA Jr & Josephson E (2021). Tracking young-of-the-year gray seals *Halichoerus grypus* to estimate fishery encounter risk. *Marine Ecology Progress Series* 671, 235-245.

- Musser G, Hutterer R, Kryštufek B, Yigit N. & Mitsainas G (2021). *Mus musculus* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T13972A197519724. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T13972A197519724.en>.
- Musser GG & Carleton MC (2005) *Arvicola Lacépède*, 1799; *Arvicola amphibius* (Linnaeus, 1758); *Arvicola scherman* (Shaw, 1801). In Wilson DE & Reeder DM (eds): *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Nakamura M, Rio-Maior H, Godinho R, Petrucci-Fonseca F & Álvares F (2021). Source-sink dynamics promote wolf persistence in human-modified landscapes: insights from long-term monitoring. *Biological Conservation* 256, 109075.
- NAMMCO - The North Atlantic Marine Mammal Commission (2020). Bearded seal. <https://nammco.no/topics/bearded-seal/> (consultado em 1 outubro 2021).
- NAMMCO - The North Atlantic Marine Mammal Commission (2021). Harbour Seal. <https://nammco.no/topics/harbour-seal/> (consultado em 10 outubro 2021).
- NAMMCO - The North Atlantic Marine Mammal Commission (2021). Ringed Seal. <https://nammco.no/topics/ringed-seal/> (consultado em 1 outubro 2021).
- NAMMCO - The North Atlantic Marine Mammal Commission. (2020). Grey Seal. <https://nammco.no/topics/grey-seal/> (consultado em 10 outubro 2021).
- NAMMCO - The North Atlantic Marine Mammal Commission. (2021). Hooded seal. <https://nammco.no/topics/hooded-seal/> (consultado em 15 outubro 2021).
- Napal M, Garin I, Goiti U, Salsamendi E & Aihartza J (2009). Selection of Maternity Roosts by *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) in the Southwestern Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica* 11, 425-433.
- Napal M, Garin I, Goiti U, Salsamendi E & Aihartza J (2013). Past deforestation of Mediterranean Europe explains the present distribution of the strict forest dweller *Myotis bechsteinii*. *Forest Ecology and Management* 293, 161-170.
- Navarro-Castilla A, Mata C, Ruiz-Capillas P, Palme R, Malo JE & Barja I (2014). Are motorways potential stressors of roadside wood mice (*Apodemus sylvaticus*) populations? *PLoS ONE* 9:e91942.
- Naves J & Fernández-Gil A (2007). *Ursus arctos* Linnaeus, 1758. In Palomo LJ, Gisbert J, & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid.
- Naves J, Revilla E, Delibes M & Wiegand T (2003). Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in Northern Spain. *Conservation Biology* 17, 1276-1289.
- Negrões N, Torres RT, Carvalho J, Barros T, Bandeira V et al. & Fonseca C (2022). Inventariação por armadilhagem fotográfica, marcação olfativa e deteção visual de mamíferos de médio/grande porte. Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental. Relatório técnico. Universidade de Aveiro.
- Neves T (2022). *Understanding species' spatial distributions: A Soricidae family case study*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Nielsen JB, Nielsen F, Joergensen PJ & Grandjean P (2000). Toxic metals and selenium in blood from pilot whales (*Globicephala melas*) and sperm whales (*Physeter catodon*). *Marine Pollution Bulletin* 40, 348-351.
- Niethammer J & Krapp F (1990). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 3/1. Insektenfresser-Insectivora Herrentiere-Primates. AULA-Verlag. Wiesbaden.
- Niethammer J (1982). *Microtus duodecimcostatus* (de Séllys-Longchamps, 1839) - Mittelmeer-Kleinwühlmaus. In Niethammer J & Krapp F (eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas* (Band 2/1, Magetiere II). Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Nobre A. (1935). *Fauna marinha de Portugal. Volume 1: Vertebrados (Mamíferos, répteis e peixes)*. Companhia Editora do Minho, Barcelos.
- Nogueira C (2021). Modelling the European wildcat (*Felis silvestris*) density across Europe. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto.
- Nogueras J, Garrido-García JA, Fijo-León A, Juste J, García-Mudarra JL & Ibáñez C (2013). Patrones de distribución del complejo "*Myotis mystacinus*" en la península Ibérica. *Barbastella* 6, 24-30.
- Nores C (2007). *Erinaceus europaeus* (Linnaeus, 1758) In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de Los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Norman SA & Mead JG (2001). *Mesoplodon europaeus*. *Mammalian Species* 688, 1-5.
- Northridge S, Cargill A, Coram A, Mandleberg L, Calderan S & Reid B (2010). Entanglement of minke whales in Scottish waters; an investigation into occurrence, causes and mitigation. Contract Report. Final Report to Scottish Government CR/2007/49. Sea Mammal Research Unit, University of St. Andrews. Relatório não publicado.
- Novella-Fernandez R, Ibañez C, Juste J, Clare EL, Doncaster P & Razgour O (2020). Trophic resource partitioning drives fine-scale coexistence in cryptic bat species. *Ecology and Evolution* 10, 14122-14136.
- Novillo O, Raga JÁ & Tomás J (2020). Evaluating the presence of microplastics in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) stranded in the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 160, 111557.
- O'Grady JJ, Reed DH, Brook BW & Frankham R (2008). Extinction risk scales better to generations than to years. *Animal Conservation* 11, 442-451.
- O'Mara MT, Amorim F, Scacco M, McCracken GF, Safi K, Mata VA, Tomé R, Swartz S, Wikelski M, Beja P, Rebelo H & Dechmann DKN (2021). Bats use topography and nocturnal updrafts to fly high and fast. *Current Biology* 31, 1311-1316.e4.
- Oakeley SF & Jones G (1998). Habitat around maternity roosts of the 55 kHz phonic type of pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). *Journal of Zoology* 245, 222-228.
- Olesiuk PF, Ellis GM, Ford JKB (2005). Life History and Population Dynamics of Northern Resident Killer Whales (*Orcinus*

- orca) in British Columbia. Canadian Science Advisory Secretariat, Fisheries & Oceans, Canada. Relatório não publicado.
- Oliveira FG, Tapisso JT, Monarca RI, Cerveira AM & Mathias ML (2016). Phenotypic flexibility in the energetic strategy of the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*. *Journal of Thermal Biology* 56, 10-17.
- Oliveira M, Pedroso NM, Sales-Luís T, Santos-Reis M, Tavares L & Vilela CL (2009). Evidence of antimicrobial resistance in Eurasian otter (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) fecal bacteria in Portugal. In Harris JD & Brown PL (eds.): *Wildlife: Destruction, Conservation and Biodiversity*. Nova Science Publishers, Inc, Hauppauge, New York.
- Oliveira MP & Vieira M (1896). Catálogo dos mamíferos de Portugal. *Annaes de Sciencias Naturaes Porto* 3, 9-16.
- Oliveira Santos MC, de Zampirolli E, de Castro AFV & Alvarenga FS (2003). A Gervais' beaked whale (*Mesoplodon europaeus*) washed ashore in southeastern Brazil: extra limital record? *Aquatic Mammals* 29, 404-410.
- Oliveira T, Urra F, López-Martín JM, Ballesteros-Duperón E, Barea-Azcón JM, et al. & Monterroso P (2018). Females know better: Sex-biased habitat selection by the European wildcat. *Ecology and Evolution* 8(18), 9464-9477.
- Olsen E, Budgell WP, Head E, Kleivane L, Nøttestad L et al. & Øien N (2009). First satellite-tracked long-distance movement of a sei whale (*Balaenoptera borealis*) in the North Atlantic. *Aquatic Mammals* 35, 313-318.
- Olson PA (2018). Pilot Whales, *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. In Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.), Elsevier, San Diego.
- O'Shea TJ (1999). Environmental contaminants and marine mammals. In Reynolds III JE & Rommel SA (eds.): *Biology of Marine Mammals*, Smithsonian University Press, Washington, D.C.
- Pacifici M, Santini L, Di Marco M, Baisero D, Francucci L et al. & Rondinini C (2013). Generation length for mammals. *Nature Conservation* 5, 87-94.
- Palazón S (2012). Comadreja – *Mustela nivalis*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A & Casaninello J (eds.): Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Palmeirim J (1982). On the presence of *Nyctalus lasiopterus* in North Africa (Mammalia: Chiroptera). *Mammalia* 46, 401-403.
- Palmeirim J, Rodrigues L, Rainho A & Ramos MJ (1999). Chiroptera. In Mathias ML (coord.): *Mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto da Conservação da Natureza & Centro de Biologia Ambiental, Lisboa.
- Palmeirim JM & Rodrigues L (1992). *Plano nacional de conservação dos morcegos cavernícolas*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Palmeirim JM & Rodrigues L (1995). Dispersal and philopatry in colonial animals: The case of *Miniopterus schreibersii*. In Racey PA & Swift S (eds): *Ecology, Evolution and Behaviour of Bats*. Oxford University Press, Oxford.
- Palmeirim JM (1990). *Bats from Portugal: zoogeography and systematics*. Miscellaneous Publications 82, The University of Kansas, Museum of Natural History, Lawrence.
- Palmeirim JM (2013). *Myotis blythii*. In Rainho A (coord.): *Atlas dos Morcegos de Portugal Continental*. Instituto para a Conservação da Natureza e da Florestas, Lisboa.
- Palmeirim JM, Ramos MJ & Dias D (1979). Bats from Portugal in the collection of Museu Bocage (Mammalia, Chiroptera). *Arq. Museu Bocage* 7, 53-66.
- Palmeirim JM, Rodrigues L, Rainho A & Ramos MJ (1999). Chiroptera. In Mathias ML (ed.): *Guia dos Mamíferos Terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto da Conservação da Natureza, Centro de Biologia Ambiental da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Palomares F & Delibes M (1991). Ecología comparada de la gineta *Genetta genetta* (L.) y el meloncillo *Herpestes ichneumon* (L.) (Mammalia, Viverridae) en Doñana (SO de la Península Ibérica). *Boletín de la Real Sociedad Espanola de Historia Natural (Seccion biológica)* 87(1-4), 257-266.
- Palomares F & Delibes M (1998). Meloncillo, una mangosta fuera de sitio. *Biológica* 17, 52-56.
- Palomares F (1993). Meloncillo *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758). *Boletim SECEM* 3, 4-8.
- Palomares F (2001a). Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38(1), 9-18.
- Palomares F, Delibes M, Revilla E, Calzada J & Fedriani JM (2001b). Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in south-western Spain. *Wildlife Monographs* 148, 1-36.
- Palomares F, Ferreras P, Fedriani JM & Delibes M (1996). Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 33, 5-13.
- Palomero G, Ballasteros F, Blanco JC & López-Bao JV (eds.) (2021). *Osos cantábricos: demografía, coexistencia y retos de conservación*. Fundación Oso Pardo. Lynx Edicions, Barcelona.
- Palomo L, Enrique J, Justo R & Vargas MJ (2009) *Mus spretus* (Rodentia: muridae). *Mammalian species* 840, 1-10.
- Palomo L, Kryštufek B, Amori, G & Hutterer R (2016). *Crocidura suaveolens*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T29656A22296429. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T29656A22296429.en> (consultado em 24 Março 2022).
- Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (2007). Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Panigada S, Pesante G, Zanardelli M, Capoulade F, Gannier A & Weirich MT (2006). Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. *Marine Pollution Bulletin* 52, 1287-1298.
- Papadatou E, Ibáñez C, Pradel R, Juste J & Gimenez O (2011). Assessing survival in a multi-population system: a case study on bat populations. *Oecologia* 165, 925-933.
- Paradis E & Guédon G (1993). Demography of a Mediterranean microtine: the Mediterranean pine vole, *Microtus duodecimcostatus*. *Oecologia* 95, 47-53.

- Parsons KN & Jones G (2003). Dispersion and habitat use by *Myotis daubentonii* and *Myotis nattereri* during the swarming season: implications for conservation. *Animal Conservation* 6, 283-290.
- Pascual J, Franco S, Bueno-Marí R, Peracho V, & Montalvo T (2020). Demography and ecology of Norway rats, *Rattus norvegicus*, in the sewer system of Barcelona (Catalonia, Spain). *Journal of Pest Science* 93(2), 711-722.
- Paunović M & Juste J (2016). *Pipistrellus nathusii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T17316A22132621. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T17316A22132621.en>. (consultado em 2 junho, 2022)
- Paunović M (2016). *Myotis bechsteinii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T14123A22053752. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T14123A22053752.en>. (consultado em 4 Junho 2022).
- Paupério J, Herman JS, Melo-Ferreira J, Jaarola M, Alves PC & Searle JB (2012) Cryptic speciation in the field vole: A multilocus approach confirms three highly divergent lineages in Eurasia. *Molecular Ecology* 21, 6015-6032.
- Pedroso NM, Marques TA & Santos-Reis M (2014). The response of otters to environmental changes imposed by the construction of large dams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(1), 66-80.
- Pedroso NM, Sales-Luís T & Santos-Reis M (2007). Use of Aguieira dam by Eurasian otters in central Portugal. *Folia Zoologica* 56 (4), 365-377.
- Pereira A, Harris D, Tyack P & Matias L (2020). Fin whale acoustic presence and song characteristics in seas to the southwest Portugal. *The Journal of the Acoustical Society of America* 147, 2235.
- Pereira JN, Neves VC, Prieto R, Silva MA, Cascão I, et al. & Clarke D (2011). Diet of mid-Atlantic Sowerby's beaked whales *Mesoplodon bidens*. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 58, 1084-1090.
- Pereira P, Alves da Silva A, Alves J, Matos M & Fonseca C (2012). Coexistence of carnivores in a heterogeneous landscape: habitat selection and ecological niches. *Ecological Research* 27, 745-753.
- Pérez JM, Granados JE, Soriguer RC, Fandos P, Marquez FJ & Crampe JP (2002). Distribution, status and conservation problems of the Spanish Ibex, *Capra pyrenaica* (Mammalia: Artiodactyla). *Mammal Review* 32, 26-39.
- Pérez-Aranda Serrano D (2009). *Biología, ecología, genética y conservación del topillo nival* ("Chionomys nivalis") en Peñalara y Sierra Nevada. Tese de Doutoramento. Universidad Complutense, Madrid.
- Perrin WF & Brownell Jr RL (2009). Minke whales: *Balaenoptera acutorostrata* and *B. bonaerensis*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Perrin WF (2009). Common Bottlenose Dolphin: *Tursiops truncatus*. In Perrin WF, Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of marine mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Perrin WF (2009). Common dolphins: *Delphinus delphis* and *D. capensis*. In Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds.): *Encyclopedia of marine mammals* (2nd ed.). Academic Press, New York.
- Perrin WF, Caldwell DK & Caldwell MC (1994). Atlantic spotted dolphin *Stenella frontalis* (G. Cuvier, 1829). In: Ridgway SH & Harrison R (Eds.), *Handbook of marine mammals, Volume 5: The first book of dolphins*. Academic Press.
- Perrin WF, Mitchell ED, Mead JG, Caldwell DK, Caldwell MC, van Bree PJH & Dawbin WH (1987). Revision of the spotted dolphins, *Stenella* spp. *Marine Mammal Science* 3, 99-170.
- Pesaresi J & Ruedi M (2020). First record of a presumed wild common genet (*Genetta genetta*) in Switzerland. *Revue Suisse de Zoologie* 127, 101-104.
- Petersons G (2004). Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis* 41, 29-56.
- Petit E & Mayer F (2000). A population genetic analysis of migration: the case of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Molecular Ecology* 9, 683-690.
- Petrucci-Fonseca F (1990). *O lobo (Canis lupus signatus Cabrera, 1907) em Portugal: problemática da sua conservação*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Pettett CE, Johnson PJ, Moorhouse TP & MacDonald DW (2018). National predictors of hedgehog *Erinaceus europaeus* distribution and decline in Britain. *Mammal Review* 48, 1-6.
- Pfäffle M (2010). Influence of parasites on fitness parameters of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). Tese de Doutoramento, Fakultät für Chemie und Biowissenschaften Karlsruher Institut für Technologie (KIT) – Universitätsbereich vorgelegte, Germany.
- Phifer-Rixey M, Bi K, Ferris KG, Sheehan MJ, Lin D, Mack KL, Keeble SM, Suzuki TA, Good JM, & Nachman MW (2018). The genomic basis of environmental adaptation in house mice. *PLoS genetics* 14(9), e1007672
- Pierpaoli M, Biro ZS, Herrmann M, Hupe K, Fernandes M et al. & Randi E (2003). Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12(10), 2585-2598.
- Pimenta V (2020). Sistema de Monitorização de Lobos Mortos. In Actas da Jornada Técnica "Estratégias de Combate ao Uso Ilegal de Venenos em Portugal". Palombar – Conservação da Natureza e do Património Rural, Portugal.
- Pimenta V, Barroso I, Álvares F, Correia J, Ferrão da Costa G et al. & Santos E (2005). Situação populacional do lobo em Portugal: resultados do censo nacional 2002/2003. Instituto da Conservação da Natureza / Grupo Lobo, Lisboa.
- Pimenta V, Barroso I, Boitani L & Beja P (2018). Risks a la carte: Modelling the occurrence and intensity of wolf predation on multiple livestock species. *Biological Conservation* 228, 331-342.
- Pinheiro GAJ (2017). Contribuição para o estudo da dieta de pequenos cetáceos em Portugal Continental. Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Piraccini R (2016). *Barbastella barbastellus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T2553A22029285. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T2553A22029285.en>

- org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T2553A22029285.en. (consultado em 27 julho 2022).
- Pires AE, & Fernandes ML (2003). Last lynxes in Portugal? Molecular approaches in a pre-extinction scenario. *Conservation Genetics* 4(4), 525-532.
- Pita R, Medinas D, Santos S, Afonso B, Lourenço R *et al.* & Mira A (2021). Inventariação de mamíferos de pequeno porte (Ordens Eulipotyphla, Rodentia e Lagomorpha) por análise de dieta de predadores e identificação de indícios de presença, no âmbito da revisão do Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental e contributo para a avaliação do estado de conservação das espécies. Relatório Final. Universidade de Évora, Évora.
- Pita R, Mira A & Beja P (2010). Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European Journal of Wildlife Research* 56, 651-662.
- Pita R, Mira A & Beja P (2011a). Assessing habitat differentiation between coexisting species: The role of spatial scale. *Acta Oecologica* 37, 124-132
- Pita R, Mira A & Beja P (2011b). Circadian activity rhythms in relation to season, sex and interspecific interactions in two Mediterranean voles. *Animal Behaviour* 81, 1023-1030.
- Pita R, Mira A & Beja P (2013). Influence of land mosaic composition and structure on patchy populations: The case of the water vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean farmland. *PLoS ONE* 8, e69976.
- Pita R, Mira A & Beja P (2014). *Microtus cabreræ* Thomas 1906. *Mammalian Species*. 912, 48-70.
- Pitman RL & Brownell Jr RL (2020). *Mesoplodon bidens*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T13241A50363686 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T13241A50363686.en>. (consultado em 11 outubro 2021).
- Pitman RL & Brownell Jr RL (2020). *Mesoplodon densirostris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T13244A50364253. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T13244A50364253.en> (consultado em 1 outubro 2021).
- Pitman RL & Brownell Jr. RL (2020). *Mesoplodon europæus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T13245A50365198. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T13245A50365198.en>. (consultado em 11 outubro 2021).
- Plön S (2004). The status and natural history of pygmy (*Kogia breviceps*) and dwarf (*Kogia sima*) sperm whales off southern Africa. Tese de Doutoramento. Rhodes University, Grahamstown.
- Pocock MJO, Hauffe HC & Searle JB (2005). Dispersal in house mice. *Biological Journal of the Linnean Society* 84 (3), 565-583
- Popa-Lisseanu AG, Bontadina F, Mora O & Ibáñez C (2008). Highly structured fission-fusion societies in an aerial-hawking, carnivorous bat. *Animal Behaviour* 75, 471-482.
- Poulton SMC (2006). *An analysis of the usage of bat boxes in England, Wales and Ireland*. The Vincent Wildlife Trust, Ledbury.
- Prenda J & Granado-Lorencio C (1995). The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation* 76, 9-15.
- Prenda J, Rodríguez-Rodríguez EJ, Negro JJ & Muñoz-Picardo JM (2022). The Dynamics of *Lepus granatensis* and *Oryctolagus cuniculus* in a Mediterranean Agrarian Area: Are Hares Segregating from Rabbit Habitats after Disease Impact? *Animals*, 12, 1351.
- Prieto R, Silva MA, Waring GT & Gonçalves JMA (2014). Sei whale movements and behaviour in the North Atlantic inferred from satellite telemetry. *Endangered Species Research* 26, 103-113.
- Proença-Ferreira A, Ferreira C, Leitão I, Paupério J, Sabino-Marques H *et al.* & Pita R (2019). Drivers of survival in a small mammal of conservation concern: An assessment using extensive genetic non-invasive sampling in fragmented farmland. *Biological Conservation* 230, 131-140.
- Prothero DR, Domning D, Fordyce RE, Foss S, Janis C *et al.* & Uhen M (2022). On the Unnecessary and Misleading Taxon "Cetartiodactyla." *Journal of Mammalian Evolution* 29(1), 93-97.
- Proulx G, Aubry K, Birks J, Buskirk S, Fortin C *et al.* & Zielinski W (2005). World Distribution and Status of the Genus *Martes* in 2000. In Harrison DJ, Fuller AK & G Proulx (eds.): *Martens and fishers (Martes) in Human-altered environments*. Springer, Boston, MA.
- Proulx G & Do Linh San E (eds.) (2016) *Badgers: Systematics, Biology, Conservation and Research Technique*. Alpha Wildlife Publications, Sherwood Park, Alberta.
- Pschonny S, Leidingner J, Leitl R & Weisser W (2022). What makes a good bat box? How box occupancy depends on box characteristics and landscape-level variables. *Ecological Solutions and Evidence* 3, e12136.
- Puckett EE, Park J, Combs M, Blum MJ, Bryant JE *et al.* & Munshi-South J (2016). Global population divergence and admixture of the brown rat (*Rattus norvegicus*). *Proceedings of the Royal Society B: biological sciences* 283(1841), 20161762.
- Puechmaile SJ (2020). Mehely's Horseshoe Bat *Rhinolophus mehelyi* Matschie, 1901. In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer International Publishing, Cham.
- Puechmaile SJ, Allegrini B, Boston E, Dubourg-Savage M-J, Evin A, *et al.* & Teeling E (2012). Genetic analyses reveal further cryptic lineages within the *Myotis nattereri* species complex. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 77, 224-228.
- Puechmaile SJ, Hizem WM, Allegrini B & Abiadh A (2012). Bat fauna of Tunisia: Review of records and new records, morphometrics and echolocation data. *Vespertilio* 16, 211-239.
- Puig-Lozano R, Bernaldo de Quirós Y, Díaz-Delgado J, García-Álvarez N, Sierra E *et al.* & Arbelo M (2018). Retrospective study of foreign body-associated pathology in stranded cetaceans, Canary Islands (2000-2015). *Environmental Pollution* 243, 519-527.
- Quaglietta L & Beja P (2019). Direct observations of vertebrate killing and consumption by the endangered Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *Mammalia* 83(5), 479-482.
- Quaglietta L, Fonseca da Silva V, Mira A & Boitani L (2014). Sociospatial organization of a solitary carnivore, the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Journal of Mammalogy* 95, 140-150.

- Quaglietta L, Hajkova P, Mira A & Boitani L (2015). Eurasian otter (*Lutra lutra*) density estimate based on radio tracking and other data sources. *Mammal Research* 60(2), 127-137.
- Quaglietta L, Paupeiro J, Martins F, Alves P & Beja P (2018). Recent range contraction in the globally threatened Pyrenean desman highlight the importance of stream headwater refugia. *Animal Conservation* 21, 515-525.
- Quakenbush L, Citta J & Crawford J (2011). The biology of the ringed seal, 1960-2010. Arctic Marine Mammal Program. Final Report to: National Marine Fisheries Service (2011). Relatório não publicado.
- Quaresma CM (2001). *Galemys pyrenaicus*: monitoring species and habitat conservation in Portugal. 4º Rencontres sur les Desmans. Moulis.
- Queirós J, Acevedo P, Santos JPV, Barasona J, Beltran-Beck B, et al. & Alves PC (2019). Red deer in Iberia: Molecular ecological studies in a southern refugium and inferences on European postglacial colonization history. *Plos One* 14, e0210282.
- Queirós J, Gortázar C & Alves PC (2020). Deciphering anthropogenic effects on the genetic background of the red deer in the Iberian Peninsula. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8, 147.
- Queirós J, Vicente J, Alves PC, de la Fuente J & Gortázar C (2016). Tuberculosis, genetic diversity and fitness in the red deer, *Cervus elaphus*. *Infection Genetics and Evolution* 43, 203-212.
- Queiroz AI, Alves PC, Barroso I, Beja P, Fernandes M, et al. & Sequeira M (2005). Mamíferos. In: Cabral MJ, Almeida J, Almeida PR, Delliger T, Ferrand de Almeida N, et al. Santos-Reis, M (eds.): *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. ICN. Lisboa.
- Queirós AI, Quaresma CM, Santos CP, Barbosa AJ & Carvalho HM (1998). *Bases para a Conservação da Toupeira-de-água (Galemys pyrenaicus)*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 27, 1-118. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Querejeta M & Castresana J (2018). Evolutionary history of the endemic water shrew *Neomys anomalus*: recurrent phylogeographic patterns in semi-aquatic mammals of the Iberian Peninsula. *Ecology and Evolution* 8(20), 10138-10146.
- Quetglas J & Garrido JA (2014). Rastros y Señales de Murciélagos Ibéricos (Chiroptera). In Calzada J, Clavero M & Fernández A (eds): *Guía Virtual de los Indicios de los Mamíferos de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los mamíferos (SECEM). <http://www.secem.es/guiadeindiciosmamiferos> (consultado em 23 maio 2022).
- Quetglas J (2007). *Myotis emarginatus* (E. Geoffroy, 1806). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- Quetglas J (2015). Murciélago ratonero pardo – *Myotis emarginatus* (É. Geoffroy, 1806). In Salvador I & Barja A (eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Quiroga H (1996). *Guía de Cetáceos. Cetáceos de las Costa Ibericas Atlánticas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. V.A. Impresores, S.A., Madrid.
- Racey PA (1974). Ageing and assessment of reproductive status of pipistrelle bats, *Pipistrellus pipistrellus*. *Journal of Zoology* 173, 264-271.
- Rafart, E. (2005). *Ecología del comportamiento del tejón: sociabilidad, organización espacial y problemas de conservación*. Tese de Doutoramento. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Rainho A & Palmeirim JM (2011). The importance of distance to resources in the spatial modelling of bat foraging habitat. *PLoS One* 6, e19227.
- Rainho A & Palmeirim JM (2013). Prioritizing conservation areas around multispecies bat colonies using spatial modeling. *Animal Conservation* 16, 438-448.
- Rainho A (2013). *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817). In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos Morcegos de Portugal Continental*. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rainho A (2013). *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) Morcego-rato-grande. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rainho A (2013). *Myotis mystacinus*. In Rainho A (coord.): *Atlas dos Morcegos de Portugal Continental*. Instituto para a Conservação da Natureza e da Florestas, Lisboa.
- Rainho A (2013). *Pipistrellus pygmaeus*. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.), *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rainho A (2013). *Rhinolophus mehelyi* Matschie, 1901 Morcego-de-ferradura-mourisco. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rainho A, Augusto AM & Palmeirim JM (2010). Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *Journal of Applied Ecology* 47, 850-858.
- Rainho A, Marques J & Palmeirim J (2002). Os morcegos dos arquipélagos dos Açores e da Madeira: um contributo para a sua conservação. *Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa*.
- Ramalhinho MG & Mathias ML (1988). *Arvicola terrestris monticola* de Sélys-Longchamps, 1838 new to Portugal (Rodentia, Arvicolidae). *Mammalia* 52, 429.
- Ramalhinho MG, Libois R & Fons R (1999). *Crociodura russula* (Hermann, 1780). In Mitchell-Jones, AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Krystufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralik V & Zima J (eds): *The Atlas of European Mammals*. T & AD Poyser, London, United Kingdom.
- Ramos JA, Bugalho MN, Cortez P & Iason GR (2006). Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations. *Forest Ecology and Management* 222, 39-45.

- Ramos Pereira MJ (2013) *Myotis escaleraei*. In Rainho A (coord.): *Atlas dos Morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e Florestas, Lisboa.
- Ramos Pereira MJ, Rebelo H, Rainho A & Palmeirim JM (2002). Prey selection by *Myotis myotis* (Vespertilionidae) in a Mediterranean region. *Acta Chiropterologica* 4, 183-193.
- Ramos Pereira MJ, Salgueiro P, Rodrigues L, Coelho MM & Palmeirim JM (2009). Population structure of a cave-dwelling bat, *Miniopterus schreibersii*: does it reflect history and social organization? *Journal of Heredity* 100, 533-544.
- Ransome R & Hutson AM (2000). *Action Plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (Rhinolophus ferrumequinum)*. Nature and Environment, Vol. 109. Council of Europe, Strasbourg.
- Ransome R (2020). Greater Horseshoe Bat *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham.
- Ray CE, Reiner F, Seargeant DE & Nores C (1982). Notes on the past and present distribution of bearded seal, *Erignathus barbatus*, around the North Atlantic Ocean. *Memórias do Museu do Mar, Série Zoológica* 2, 35.
- Razgour O, Clare EL, Zeale MR, Hanmer J, Schnell IB, Rasmussen M, Gilbert TP & Jones G (2011). High-throughput sequencing offers insight into mechanisms of resource partitioning in cryptic bat species. *Ecology and Evolution* 1, 556-570.
- Razgour O, Juste J, Ibáñez C, Rebelo H, Puechmaile SJ, et al. & Jones G (2013). The shaping of genetic variation in edge-of-range populations under past and future climate change. *Ecological Letters* 16, 1258-1266.
- Razgour O, Salici I, Ibáñez C, Randi E & Juste J (2015). Unravelling the evolutionary history and future prospects of endemic species restricted to former glacial refugia. *Molecular Ecology* 24, 5267-5283.
- Razgour, O (2020) *Plecotus austriacus* Species Complex (*P. austriacus*, *P. kolombatovici*, *P. gaisleri*, *P. teneriffae*). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*, Springer, Cham.
- Read FL (2015). Understanding cetacean and fisheries interactions in the northwest Iberian Peninsula. Tese de Doutoramento, Universidade de Vigo, Vigo.
- Rebelo H (2013) *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774). In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (Coord): *Atlas dos Morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rebelo H, Ferreira S, Amorim F, Horta P, Raposeira H et al. & Mata VA (2020). Hidden in our pockets: building of a DNA barcode library unveils the first record of *Myotis alcathoe* for Portugal. *Biodiversity Data Journal* 8, e54479.
- Rebelo H, Tarroso P & Jones G (2010). Predicted impact of climate change on European bats in relation to their biogeographic patterns. *Global Change Biology* 16, 561-576.
- Reder S, Lydersen C, Arnold W & Kovacs KM (2003). Haulout behaviour of High Arctic harbour seals (*Phoca vitulina vitulina*) in Svalbard, Norway. *Polar Biology* 27, 6-16.
- Reeves RR, McClellan K & Werner TB (2013). Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research* 20, 71-97.
- Reeves RR, Smeenk C, Kinze CC, Brownell Jr. RL & Lien J (1999). White-beaked dolphin *Lagenorhynchus albirostris* Gray, 1846. In: Ridgway SH & Harrison R (eds), *Handbook of marine mammals, Vol. 6: The second book of dolphins and the porpoises*. Academic Press.
- Reeves RR, Smith TD, Josephson EA, Clapham PJ & Woolmer G (2004). Historical observations of humpback and blue whales in the North Atlantic Ocean: Clues to migratory routes and possibly additional feeding grounds. *Marine mammal science* 20, 774-786.
- Reeves RR, Stewart BS, Clapham PJ & Powell JA (2002). *National Audubon Society Guide to Marine Mammals of the World*. Alfred A. Knopf, New York.
- Reid F, Schiaffini M & Schipper J (2016). *Neovison vison*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T41661A45214988. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41661A45214988.en>.
- Reid JB, Evans PGH & Northridge SP (2003). *Atlas of Cetacean distribution in north-west European waters*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Reiter G, Pölzer E, Mixanig H, Bontadina F & Hüttmeir U (2013). Impact of landscape fragmentation on a specialised woodland bat, *Rhinolophus hipposideros*. *Mammalian Biology* 78, 283-289.
- Rey JM (2002). *Crociodura suaveolens* (Pallas, 1811). In Muñoz LJP & Gisbert J (eds.): *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. DGCN-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Rice DW (1989). Sperm whale *Physeter macrocephalus* Linnaeus, 1758. In Ridgway SH & Harrison R (eds.): *Handbook of Marine Mammals*, Volume 4: River dolphins and the larger toothed whales, Academic Press, Londres.
- Rice DW (1998). *Marine mammals of the world, systematics and distribution*. Society of Marine Mammalogy, Special Publication 4. Allen Press, Kansas.
- Rio-Maior H, Nakamura M, Álvares F & Beja P (2019). Designing the landscape of coexistence: Integrating risk avoidance, habitat selection and functional connectivity to inform large carnivore conservation. *Biological Conservation* 235, 178-188.
- Ritter F (2012). Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem. *Journal of Cetacean Research and Management* 12, 119-127.
- Robbins JR, Park T & Coombs EJ (2019). Supernumerary teeth observed in a live True's beaked whale in the Bay of Biscay. *PeerJ* 7, e7809.
- Rocha RG, Vieira BP, Rodrigues V & Fonseca C (2017). Public engagement offers insights on the Eurasian red squirrel distribution. *European Journal of Wildlife Research* 63, 87.
- Rocha RG, Wauters LA, Mathias ML & Fonseca C (2014). Will an ancient refuge become a modern one? A critical review on the conservation and research priorities for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in the Iberian Peninsula. *Hystrix* 25, 9-13.
- Rockwood RC, Calambokidis J & Jahncke J (2017). High mortality of blue, humpback and fin whales from modeling of vessel collisions on the U.S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. *PLoS ONE* 12, e0183052.

- Rodrigues DC, Simões L, Mullins J, Lampa S, Mendes RC et al. & Santos-Reis M (2015). Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biological Invasions* 17, 13-22.
- Rodrigues L & Palmeirim JP (2008). Migratory behaviour of the Schreiber's bat: when, where and why do cave bats migrate in a Mediterranean region? *Journal of Zoology* 274, 116-125.
- Rodrigues L (1996). *Utilização de grades para a proteção de abrigos de morcegos cavernícolas*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Rodrigues L (2013). *Miniopterus schreibersii*. In Rainho A (coord.): *Atlas dos Morcegos de Portugal Continental*. Instituto para a Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rodrigues L (2013). *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rodrigues L, Alves P, Silva B & Pereira MJ (2011). *Chave ilustrada simplificada de identificação das espécies de morcegos presentes em Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Rodrigues L, Bach L, Dubourg-Savage M-J, Karapandza B, Kovac D et al. & Minderman J (2015). *Guidelines for Consideration of Bats in Wind Farm Projects: Revision 2014*. UNEP/EURO-BATS.
- Rodrigues M, Bos AR, Schembri PJ, de Lima RF, Lymberakis P et al. & Fernandes C (2017). Origin and introduction history of the least weasel (*Mustela nivalis*) on Mediterranean and Atlantic islands inferred from genetic data. *Biological Invasions* 19(1), 399-421.
- Rodriguez A & Delibes M (1990). *El Lince Ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y Problemas de Conservación*. Colección Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Rodríguez-Luengo JL, Fandos P & Soriguer R (2007). *Ovis aries* Linnaeus, 1758. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco C (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Rodríguez-Pastor R, Luque-Larena JJ, Lambin X & Mougeot F (2016). "Living on the edge": The role of field margins for common vole (*Microtus arvalis*) populations in recently colonised Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 231, 206-217.
- Roeleke M, Blohm T, Kramer-Schadt S, Yovel Y & Voigt CC (2016). Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific reports* 6, 1-9.
- Rogan E, Cañadas A, Macleod K, Santos MB, Mikkelsen B et al. & Hammond PS (2017). Distribution, abundance and habitat use of deep diving cetaceans in the North-East Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 14, 8-19.
- Rogers LM & Gorman ML (1995). The diet of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* on set-aside land. *Journal of Zoology* 235, 77-83.
- Romagosa M, Cascão I & Silva MA (2020). Underwater noise levels and shipping off the Faial-Pico Channel, Azores, in relation to the acoustic presence of Baleen Whales. *Acústica* 1-9.
- Román J (2007a). *Arvicola sapidus* (Miller, 1908) In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.) *Atlas Y Libro Rojo de Los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Román J (2007b). *Historia natural de la rata de agua (Arvicola sapidus) en Doñana*. Universidad Autónoma de Madrid. Departamento de Ecología. Madrid, España.
- Román J (2010). Manual de campo para un sondeo de rata de agua (*Arvicola sapidus*). *Manuales de Mastozoología*, SECEM.
- Romero R & Guitián J (2017). Food and feeding habits of Eurasian otter, *Lutra lutra*, and American mink, *Neovison vison*, in an Atlantic island of Northwest Spain. *Folia Zoologica* 66(2), 117-125.
- Roos A, Loy A, Savage M & Kranz A (2021). *Lutra lutra*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T12419A164578163. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T12419A164578163.en> (consultado em 15 julho 2022)
- Rosalino LM & Loureiro F (2012). Texugo (*Meles meles*): o incansável escavador. In Loureiro F, Pedroso NM, Santos MJ & Rosalino LM (eds.): *Um Olhar Sobre os Carnívoros Portugueses*. Carnívora - Núcleo de Estudos de Carnívoros e seus Ecossistemas, Lisboa.
- Rosalino LM & Santos-Reis M (2002). Feeding habits of the common genet *Genetta genetta* (Carnívora: Viverridae) in a semi-natural landscape of central Portugal. *Mammalia* 66, 195-205.
- Rosalino LM & Santos-Reis M (2009). Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review* 39, 67-78.
- Rosalino LM, Guedes D, Cabecinha D, Serronha A, Grilo C et al. & Hipólito D (2019). Climate and landscape changes as driving forces for future range shift in southern populations of the European badger. *Scientific Reports* 9(1), 3155.
- Rosalino LM, Loureiro F, Macdonald DW & Santos-Reis M (2005). Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology* 70(1), 12-23.
- Rosalino LM, Macdonald DW & Santos-Reis M (2004). Spatial structure and land-cover use in a low-density Mediterranean population of Eurasian badgers. *Canadian Journal of Zoology* 82, 1493-1502.
- Rosalino LM, Santos MJ, Domingos S, Rodrigues M & Santos-Reis M (2005). Population structure and body size of sympatric carnivores in a Mediterranean landscape of SW Portugal. *Revista de Biologia (Lisboa)* 23(1-4), 135-146.
- Rosalino LM, Santos MJ, Pereira I & Santos-Reis M (2009). Sex-driven differences in Egyptian mongoose's (*Herpestes ichneumon*) diet in its northwestern European range. *European Journal of Wildlife Research* 55, 293-299.
- Rosalino LM, Sousa M, Pedroso NM, Basto M, Rosário J et al. & Loureiro F (2010). The influence of food resources on red fox local distribution in a mountain area of the Western Mediterranean. *Vie et Milieu* 60(1), 39-45.

- Rosário IT & Mathias ML (2004). Annual weight variation and reproductive cycle of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in a Mediterranean environment. *Mammalia* 68, 133-140.
- Rosing-Asvid A, Teilmann J, Olsen MT & Dietz R (2020). Deep diving harbor seals (*Phoca vitulina*) in South Greenland: movements, diving, haul-out and breeding activities described by telemetry. *Polar Biology* 43, 359-368.
- Ross SA (1992). Food and Feeding of the hooded seal (*Cystophora cristata*) in Newfoundland. Dissertação de Mestrado. Memorial University of Newfoundland, Canada.
- Ruczyński I, Nicholls B, MacLeod CD & Racey PA (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – adaptive response to forest management? *Forest Ecology Management* 259, 1633-1641.
- Ruedi M (2020). Lesser Mouse-Eared Bat *Myotis blythii* (Tomes, 1857). In Hackländer K, Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Ruegger N (2016). Bat boxes - a review of their use and application, past, present and future. *Acta Chiropterologica* 18, 279-299.
- Ruette S, Larroque J, Albaret M, Vandell J-M & Devillard S (2015). Quantifying the age- and sex-dependent morphological variation in two syntopic mustelids: *Martes martes* and *Martes foina*. *Mammalian Biology* 80(5), 414-423.
- Ruiz-Olmo J & Lopez-Martín JM (2001). *Relaciones y estrategias ecológicas de los pequeños y medianos carnívoros forestales*. In Camprodon J & P Bach (eds.): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal*. Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Ruiz-Olmo J (2002). *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In Palomo LJ & Gisbert J (eds): *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Ruiz-Olmo J, Saavedra D & Jiménez J (2001). Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Journal of Zoology* 253(3), 359-369.
- Russo D & Ancillotto L (2015). Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology* 80, 205-212.
- Russo D & Jones G (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: Conservation implications. *Ecography* 26, 197-209.
- Russo D (2002). Elevation affects the distribution of the two sexes in Daubenton's bats *Myotis daubentonii* (Chiroptera: Vespertilionidae) from Italy. *Mammalia* 66, 543-551.
- Russo D, Almenar D, Aihartza J, Goiti U, Salsamendi E & Garin I (2005). Habitat selection in sympatric *Rhinolophus mehelyi* and *R. euryale* (Mammalia: Chiroptera). *Journal of Zoology* 266, 327-332.
- Russo D, Cistrone L & Jones G (2005). Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*. *Ecography* 28, 769-776.
- Russo D, Cistrone L, Budinski I, Console G, Della Corte M et al. & Ancillotto L (2017). Sociality influences thermoregulation and roost switching in a forest bat using ephemeral roosts. *Ecology and Evolution* 7, 5310-5321.
- Russo D, Cistrone L, Jones G & Mazzoleni S (2004). Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117, 73-81.
- Russo D, Jones G & Migliozi A (2002). Habitat selection by the Mediterranean horseshoe bat, *Rhinolophus euryale* (Chiroptera: Rhinolophidae) in a rural area of southern Italy and implications for conservation. *Biological Conservation* 107, 71-81.
- Russo D, Salinas-Ramos VB & Ancillotto L (2020). Barbastelle Bat *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). In Hackländer K & Zachos FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Ryan MS (2016). *Bats, churches and landscape: ecology of soprano pipistrelles in eastern England*. Tese de Doutorado, University of Bristol, Bristol.
- Rychlik L & Ramalinho MG (2005). Habitat selection of the Mediterranean water shrew *Neomys anomalus* in Portugal. In Merritt JF, Churchfield S, Hutterer R & Sheftel BI (eds.): *Advances in the biology of the Soricidae II*. Special Publication 01. International Society of Shrew Biologists, New York.
- Rydell J, Eklöf J & Sánchez-Navarro S (2017). Age of enlightenment: long-term effects of outdoor aesthetic lights on bats in churches. *Royal Society Open Science* 4, 161077.
- Sabino-Marques H, Ferreira CM, Paupério J, Costa P, Barbosa S et al. & Pita R (2018). Combining genetic non-invasive sampling with spatially explicit capture-recapture models for density estimation of a patchily distributed small mammal. *European Journal of Wildlife Research* 64, 44.
- Sachanowicz K, Ciechanowski M, Tryjanowski P & Kosicki JZ (2019). Wintering range of *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera) in Central Europe: has the species extended to the north-east using urban heat islands? *Mammalia* 83, 260-271.
- Saint-Girons M & Fons R (1980). *Pitymys duodecimcostatus* (de Sélys-Longchamps, 1839) (Mamifere, Rongeur, Cricetidae). Le campagnol souterrain de Provence. Documents pour an atlas zoogeographique du Languedoc-Roussillon.
- Sales-Luís T, Bissonette JA & Santos-Reis M (2012). Conservation of Mediterranean otters: The influence of map scale resolution. *Biodiversity and Conservation* 21, 2061-2073.
- Sales-Luís T, Freitas D & Santos-Reis M (2009). Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *European Journal of Wildlife Research* 55, 345-355.
- Salicini I, Ibáñez C & Juste J (2011). Multilocus phylogeny and species delimitation within the Natterer's bat species complex in the Western Palearctic. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61, 888-898.
- Salicini I, Ibáñez C, & Juste J (2013). Deep differentiation between and within Mediterranean glacial refugia in a flying mammal, the *Myotis nattereri* bat complex. *Journal of Biogeography* 40, 1182-1193.
- Salsamendi E, Garin I, Arostegui I, Goiti U & Aihartza J (2012). What mechanism of niche segregation allows the coexistence of sympatric sibling rhinolophid bats? *Frontiers in Zoology* 9, 30.
- San José C (2007). *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758. In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco C (eds.): *Atlas y Libro Rojo de los*

- Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Sanpera C & Aguilar A (1992). Modern ehaling off the Iberian Peninsula during the 20th century. *Report of the International Whaling Commission*, 42, 723-730.
- Santoro S, Sanchez-Suarez C, Rouco C, Palomo LJ, Fernández MC, et al & Moreno S (2017). Long-term data from a small mammal community reveal loss of diversity and potential effects of local climate change. *Current Zoology* 63(5), 515-523.
- Santos H (2013). *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758) Morcego-orelhudo-castanho. In Rainho A, Alves P, Amorim F & Marques JT (coord.): *Atlas dos morcegos de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- Santos J, Araújo H, Ferreira M, Henriques A, Miodonski J et al. & Vingada J (2012). Chapter I: Baseline estimates of abundance and distribution of target species. In: Annex to the Midterm Report of project LIFE+ MarPro PT/NAT/00038. Relatório não publicado.
- Santos JPV (2015). *Ecologia e condição física do veado na Península Ibérica: implicações para a gestão*. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro, Portugal.
- Santos JPV, Acevedo P, Carvalho J, Queirós J, Villamuélas M et al. & Vicente J (2018b). The importance of intrinsic traits, environment and human activities in modulating stress levels in a wild ungulate. *Ecological Indicators* 89, 706-715.
- Santos JPV, Vicente J, Carvalho J, Albanell E, Queirós J et al. & Fonseca C (2018a). Determining changes in the nutritional condition of red deer in Mediterranean ecosystems: effects of environmental, management, and demographic factors. *Ecological Indicators* 87, 261-271.
- Santos L, Hermida RJ, López Z, Arzúa M, Conde F, et al. & Lamosa A (2018). Repensando el hábitat de *Myotis mystacinus* en el noroeste de la península Ibérica. https://secemu.org/wp-content/uploads/2019/02/19.-Poster_Ledicia_Santos.pdf (consultado em 2 junho 2022).
- Santos M, Martín V, Arbelo M, Fernández A & Pierce G (2007). Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 243-251.
- Santos M, Pierce G, Herman J, López A, Guerra A, Mente E & Clarke M (2001). Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): A review with new information on the diet of this species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81, 687-694.
- Santos M, Pierce G, Lopez A, Reid R, Ridoux V & Mente E (2006). Pygmy Spermwhales *Kogia breviceps* In The Northeast Atlantic: New Information On Stomach Contents and Strandings. *Marine Mammal Science* 22, 600-616.
- Santos MJ & Matos HM (2012). Fuinha (*Martes foina*): a nossa vizinha. In Loureiro F, Pedroso NM, Santos MJ & Rosalino LM (eds.): *Um Olhar Sobre os Carnívoros Portugueses*. Carnívora – Núcleo de Estudos de Carnívoros e seus Ecossistemas, Lisboa.
- Santos MJ & Santos-Reis M (2010). Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, and interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research* 56(3), 275-286.
- Santos MJ, Matos HM, Baltazar C, Grilo C, & Santos-Reis M (2009). Is polecat (*Mustela putorius*) diet affected by “mediterraneity”? *Mammalian Biology* 74(6), 448-455.
- Santos MJ, Pedroso N, Ferreira JP, Matos H, Sales-Luís T et al. & Santos-Reis M (2008). Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environmental Monitoring Assessment* 142, 47-64.
- Santos MJ, Pinto BM & Santos-Reis M (2007). Trophic niche partitioning between two native and two exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecology* 7, 53-62.
- Santos N, Nunes T, Fonseca C, Vieira-Pinto M, Almeida V et al. & Correia-Neves M (2018). Spatial analysis of wildlife tuberculosis based on a serologic survey using dried blood spots, Portugal. *Emerging Infectious Diseases* 24, 2169.
- Santos P (2002). *Crítérios para a gestão racional do javali: Sus scrofa Linnaeus, 1758, em ecossistemas mediterrânicos*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora, Évora.
- Santos P, Mexia-de-Almeida L & Petrucci-Fonseca F (2004). Habitat selection by wild boar *Sus scrofa* L. in Alentejo, Portugal. *Galemys* 16, 167-184.
- Santos SM, Lourenço R, Mathias ML & Mira AP (2010a). Spatial and temporal ecology of the Lusitanian pine vole (*Microtus lusitanicus*) in a Mediterranean polyculture. *Animal Biology* 60, 209-227.
- Santos SM, Mathias ML & Mira AP (2010b). Local coexistence and niche differences between the Lusitanian and Mediterranean pine voles (*Microtus lusitanicus* and *M. duodecimcostatus*). *Ecological Research* 25, 1019-1031.
- Santos SM, Mathias ML & Mira AP (2011). The influence of local, landscape and spatial factors on the distribution of the Lusitanian and the Mediterranean pine voles in a Mediterranean landscape. *Mammalian Biology* 76, 133-142.
- Santos SM, Mira AP & Mathias MDL (2009). Factors influencing large-scale distribution of two sister species of pine voles (*Microtus lusitanicus* and *Microtus duodecimcostatus*): the importance of spatial autocorrelation. *Canadian Journal of Zoology* 87(12), 1227-1240.
- Santos-Reis M (1985). *Mustela erminea* Linnaeus, 1758: A new mustelid to Portugal. *Arq. do Mus. Bocage (Série A)* 3, 39-50.
- Santos-Reis M (1989). *As doninhas Ibéricas (Carnívora, Mustela): um estudo taxonómico e ecológico*. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Santos-Reis M, Santos MJ, Lourenço S, Marques JT, Pereira I & Pinto B (2004). Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. In Harrison DJ, Fuller AK & Proulx G (eds.): *Martens and Fishers (Martes) in Human-altered Environments: An International Perspective*. Springer, New York.
- Sara M & Morand S (2002). Island incidence and mainland population density: mammals from Mediterranean islands. *Diversity and Distributions* 8, 1-9.
- Sarmento P & Cruz J (1998). Ecologia e conservação do lince-ibérico e da comunidade de carnívoros da Serra da Malcata. ICN. Relatório técnico.

- Sarmento P (1996). Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* 41, 409-414.
- Sarmento P, Carrapato C, Eira C & Silva JP (2017). Spatial organization and social relations in a reintroduced population of Endangered Iberian lynx *Lynx pardinus*. *Oryx* 1-12
- Sarmento P, Cruz J, Eira C & Fonseca C (2009). Evaluation of camera trapping for estimating red fox abundance. *Journal of Wildlife Management* 73(7), 1207-1212.
- Sarmento P, Cruz J, Eira C & Fonseca C (2010). Habitat selection and abundance of common genets *Genetta genetta* using camera capture-mark-recapture data. *European Journal of Wildlife Research* 56, 59-66.
- Sarmento P, Cruz J, Tarroso P & Fonseca C (2006). Space and habitat selection by female European wildcats (*Felis silvestris silvestris*). *Wildlife Biology in Practice* 2(2), 79-89.
- Sarmento P, Cruz J, Tarroso P & Gonçalves P (2001). *Recuperação do Habitat e Presas do Lince-Ibérico na Serra da Malcata. Project Life Habitats*. 2º Relatório de Progresso. ICN, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Schai-Braun SC & Hacklander K (2016). Leporidae (hares and rabbits). In Wilson DE, Lacher T & Mittermeir, RA (eds): *The Mammals of the World*. 6. *Lagomorphs and Rodents I*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Scheunert A, Zahn A & Kiefer A (2010). Phenology and roosting habits of the central European grey long-eared bat *Plecotus austriacus* (Fischer 1829). *European Journal of Wildlife Research* 56, 435-442.
- Schlitter D, Van der Straeten E, Amori G, Hutterer R, Kryštufek B et al. & Mitsainas G (2021). *Apodemus sylvaticus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T1904A197270811. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T1904A197270811.en>. (consultado em 4 abril 2022)
- Seabra AF (1910). Catalogue systématique des vertébrés du Portugal, I-Mammifères. *Bulletin de la Société Portugaise de Sciences Naturelles (Lisbonne)* 4, 91-114.
- Seabra AF (1922). Notes sur les Chiroptères du Portugal. *Bulletin de la Société Portugaise de Sciences Naturelles (Lisbonne)* 9, 49-50.
- Sears R & Perrin WF (2009). Blue whale: *Balaenoptera musculus*. In Perrin WF Würsig B & Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd ed.). Academic Press, Nova Iorque.
- Secchi ER & Zarzur S (1999). Plastic debris ingested by a Blainville's beaked whale, *Mesoplodon densirostris*, washed ashore in Brazil. *Aquatic Mammals* 25, 21-24.
- Semedo-Lemsaddek T, Silva Nóbrega C, Ribeiro T, Pedrosa NM, Sales-Luís T, et al. & Oliveira M (2013). Virulence traits and antibiotic resistance among enterococci isolated from Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Veterinary Microbiology* 163, 378-382.
- Sequeira M & Ferreira C (1994). Coastal fisheries and cetacean mortality in Portugal. *Report of the International Whaling Commission* 15, 165-174.
- Sequeira M, Inácio A & Reiner F (1992). Arrojamentos de Mamíferos Marinhos na Costa Portuguesa entre 1978 e 1988. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 7. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Sequeira M, Inácio A, Silva MA & Reiner F (1996). Arrojamentos de Mamíferos Marinhos na Costa Continental Portuguesa entre 1989-1994. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 19. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Sequeira M, Matias S, Farinha JC, Gaspar R, Silva C et al. & Luís AR (2009). *Bases para o Plano de acção para a salvaguarda e monitorização da população de roazes do estuário do Sado (1ª ed.)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. António Coelho Dias, S.A. Lisboa.
- Serangeli M, Cistrone L, Ancillotto L, Tomassini A & Russo D (2012). The post-release fate of hand-reared orphaned bats: survival and habitat selection. *Animal Welfare* 21, 9-18.
- Shar S, Lkhagvasuren D, Bertolino S, Henttonen H, Kryštufek B & Meining H (2016). *Sciurus vulgaris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T20025A115155900. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20025A22245887.en> (consultado em 5 abril 2022).
- Shenbrot GI & Krasnov BR (2005). An atlas of the geographic distribution of the arvicoline rodents of the world (Rodentia, Muridae: Arvicolinae). Sofia, Pensoft.
- Shiel CB, Duvergé PL, Smiddy P & Fairley JS (1998). Analysis of the diet of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) in Ireland with some comparative analyses from England and Germany. *Journal of Zoology* 246, 417-425.
- Shiel CB, Shiel RE & Fairley J (1999). Seasonal changes in the foraging behaviour of Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in Ireland as revealed by radio-telemetry. *Journal of Zoology* 249, 347-358.
- Siebert U, Gulland F, Harder T, Jauniaux T, Seibel H et al. & Baumgärtner W (2010). Epizootics in harbour seals (*Phoca vitulina*): clinical aspects. *NAMMCO Scientific Publications* 8, 265-274.
- Siemers BM, Stitz P & Schnitzler HU (2001). The acoustic advantage of hunting at low heights above water: behavioural experiments on the European 'trawling' bats *Myotis capaccinii*, *M. dasycneme* and *M. daubentonii*. *Journal of Experimental Biology* 204, 3843-3854.
- Sierro A & Arlettaz R (1997). Barbastelle bats (*Barbastella* spp.) specialize in the predation of moths: implications for foraging tactics and conservation. *Acta Oecologica* 18, 91-106.
- Silva M, Rosalino LM, Alcobia S & Santos-Reis M (2021). Sett use, density and breeding phenology of badgers in Mediterranean agro-sylvo-pastoral systems. *Animals* 11(9), 2663.
- Silva MA, Borrel A, Prieto R, Gauffier P, Bérubé M et al. & Colaço A (2019). Stable isotopes reveal winter feeding in different habitats in blue, fin and sei whales migrating through the Azores. *Royal Society Open Science* 6, 181800.
- Silva MA, Prieto R, Cascão I, Seabra MI, Machete M, Baumgartner MF & Santos RS (2014). Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Marine Biology Research* 10, 123-137.
- Silva MA, Prieto R, Magalhães S, Cabecinhas R, Cruz A, Goncalves JM & Santos RS (2003). Occurrence and distribution of

- cetaceans in the waters around the Azores (Portugal), Summer and Autumn 1999-2000. *Aquatic Mammals* 29, 77-83.
- Silva MA, Sequeira M (2003). Patterns in the mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) on the Portuguese coast, using stranding records, 1975-1998. *Aquatic Mammals* 29, 88-98.
- Silva P, López-Bao JV, Llana L, Álvares F, Lopes S, et al. & Ferrand N (2018). Cryptic population structure reveals low dispersal in Iberian wolves. *Scientific Reports* 8(1), 1-14.
- Simmonds MP & Isaac SJ (2007). The impacts of climate change on marine mammals: Early signs of significant problems. *Oryx* 41, 19-26.
- Simmons NB (2005). *Order Chiroptera*. In D.E. Wilson and D.M. Reeder (eds.): *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. JHU Press, Washington, DC.
- Simon M et al. (2012). *Diez Años de Conservación del Lince Ibérico*. Guiloza. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla
- Simon M, Gießelmann K, Köstermeyer H & Brand S (2012). Managementempfehlungen für Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie (Internethandbuch): Große Bartfledermaus (*Myotis brandtii*). Disponível em: <https://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/saeugetiere-fledermaeuse/grosse-bartfledermaus-myotis-brandtii.html>.
- Sivle L, Kvadsheim P, Fahlman A, Lam FP, Tyack P & Miller P (2012). Changes in dive behavior during naval sonar exposure in killer whales, long-finned pilot whales, and sperm whales. *Frontiers in Physiology* 3, 400.
- Smeraldo S, Bosso L, Salinas-Ramos V, Ancillotto L, Sánchez-Cordero V et al. & Russo D (2021). Generalists yet different: distributional responses to climate change may vary in opportunistic bat species sharing similar ecological traits. *Mammal Review* 51, 571-584.
- Smith TD (ed.) (2021). *World Whaling Database: Individual Whale Catches, North Atlantic*. In Nicholls, J.H. (comp.), HMAP Data Pages (https://oceanspast.org/hmap_db.php) Dados transferidos de OBIS-SEAMAP em 1 junho de 2021.
- Smith, AT, Johnston, CH, Alves, PC & Hackländer, K (Eds.). (2018). *Lagomorphs: pikas, rabbits, and hares of the world*. JHU Press.
- SNPRCN (1990). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Vol. I Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Sobrinho R, Acevedo P, Escudero MA, Marco J & Gortázar C (2009). Carnivore population trends in Spanish agrosystems after the reduction in food availability due to rabbit decline by rabbit haemorrhagic disease and improved waste management. *European Journal of Wildlife Research* 55, 161-165.
- Somoano A (2017). *Biology and population genetics of Arvicola scherman cantabriae (Rodentia, Arvicolinae)*. Tese de Doutoramento. Universidade de Oviedo, Espanha.
- Somoano A, Miñarro M & Ventura J (2016). Reproductive potential of a vole pest (*Arvicola scherman*) in Spanish apple orchards. *Spanish Journal of Agricultural Research* 14(4), 2171-9292.
- Song Y, Endepols S, Klemann N, Richter D, Matuschka FR et al. & Kohn MH (2011). Adaptive introgression of anticoagulant rodent poison resistance by hybridization between old world mice. *Current Biology* 21(15), 1296-1301.
- Sousa A (2010). Padrões de arrojamentos de cetáceos na costa continental portuguesa. Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Sousa M (1995). *Ecologia e conservação da lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) na área do Parque Natural da Serra da Estrela*. Relatório de estágio da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Sousa PM, Trigo RM, Pereira MG, Bedia J & Gutiérrez JM (2015). Different approaches to model future burnt areas in the Iberian Peninsula. *Agricultural and Forest Meteorology* 202, 11-25.
- Southern HN & Lowe VPW (1968). The pattern of distribution of prey and predation in tawny owl territories. *Journal of Animal Ecology* 37, 75-97.
- Speakman JR, Racey PA, Catto CMC, Webb PI, Swift SM & Burnett AM (1991). Minimum summer populations and densities of bats in NE Scotland, near the northern borders of their distributions. *Journal of Zoology* 225, 327-345.
- Spitz J, Chérel Y, Bertin S, Kiszka J, Dewez A & Ridoux V (2011). Prey preferences among the community of deep-diving odontocetes from the Bay of Biscay, Northeast Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 58, 273-282.
- Spitz J, Mariotti L, Ridoux V, Caillot E & Elder JF (2010). The diet of harbour seals (*Phoca vitulina*) at the southern limit of its European distribution (Normandy, France). *NAMMCO Scientific Publications*, 8, 313-328.
- Spitzenberger F (2002). Die Säugetierfauna Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Umwelt und Wasserwirtschaft, Band.
- Sramek J, Gvozdk V & Benda P (2013). Hidden diversity in bent-winged bats (Chiroptera: Miniopteridae) of the Western Palaearctic and adjacent regions: implications for taxonomy. *Zoological Journal of the Linnean Society* 167, 165-190.
- Stacey PJ, Leatherwood S & Baird RW (1994). *Pseudorca crassidens*. *Mammalian Species* 456, 1-5.
- Stanistreet JE, Nowacek DP, Baumann-Pickering S, Bell JT, Cholewiak DM, et al. & Read AJ (2017). Using passive acoustic monitoring to document distribution of beaked whale species in the western North Atlantic Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74, 2098-2109.
- Starting J Jr, Carter DC, Genoways HH, Hoffman RS & Rice DWJ (1986). Revised checklist of North American mammals north of Mexico. *Occ Papers Mus Texas Tech Univ*. 107, 5.
- Staudinger MD, McAlarney RJ, McLellan WA & Pabst AD (2014). Foraging ecology and niche overlap in pygmy (*Kogia breviceps*) and dwarf (*Kogia sima*) sperm whales from waters of the US mid-Atlantic coast. *Marine Mammal Science* 30, 626-655.
- Steiner L, Estrela G, Hartman K & van der Linde M (2019). First insights into the ecology of false killer whales observed in Azores. ID574, Society of Marine Mammology, World Marine Mammal Conference, Barcelona.

- Steiner L, Silva MA, Zereba J & Leal MJ (2008). Bryde's whales, *Balaenoptera edeni*, observed in the Azores: a new species record for the region. *Marine Biodiversity Records* 1, 1-66.
- Steklenev EP (2014). Morphological and physiological characteristics of reproduction of the stone marten, *Martes foina* (Mammalia, Carnivora), in the steppe zone of the South of Ukraine. *Vestnik Zoologii* 48(2), 157-166.
- Stenson GB & Hammill MO (2014). Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? *ICES Journal of Marine Science* 71, 1977-1986.
- Stenson GB, Benjamins S & Reddin DG (2011). Using bycatch data to understand habitat use of small cetaceans: lessons from an experimental driftnet fishery. *ICES Journal of Marine Science* 68, 937-946.
- Stepanuk JEF, Read AJ, Baird RW, Webster DL & Thorne LH (2018). Spatiotemporal patterns of overlap between short-finned pilot whales and the U.S. pelagic longline fishery in the Mid-Atlantic Bight: An assessment to inform the management of fisheries bycatch. *Fisheries Research* 208, 309-320.
- Stirling I (2005). Reproductive rates of ringed seals and survival of pups in Northwestern Hudson Bay, Canada, 1991-2000. *Polar Biology* 28, 381-387.
- Stone E, Zeale MRK, Newson SE, Browne WJ, Harris S & Jones G (2015). Managing conflict between bats and humans: the response of soprano pipistrelles (*Pipistrellus pygmaeus*) to exclusion from roosts in houses. *PLoS One* 10, e0131825.
- Strelkov P (2000). Seasonal distribution of migratory bat species (Chiroptera, Vespertilionidae) in eastern Europe and adjacent territories: nursing area. *Myotis* 37, 7-25.
- Suárez CR (2018). Abundance estimate, survival and site fidelity patterns of Blainville's (*Mesoplodon densirostris*) and Cuvier's (*Ziphius cavirostris*) beaked whales off El Hierro (Canary Islands). Tese de Doutoramento, University of St. Andrews, St. Andrews.
- Suárez-Seoane S, Virgós E, Terroba O, Pardavila X & Barea-Azcón J (2013). Scaling of species distribution models across spatial resolutions and extents along a biogeographic gradient. The case of the Iberian mole *Talpa occidentalis*. *Ecography* 36, 001-014.
- Świergosz-Kowalewska R, Gramatyka M & Reczyński W (2005). Metals distribution and interactions in tissues of shrews (*Sorex* spp.) from Copper-and Zinc-contaminated areas in Poland. *Journal of Environmental Quality* 34, 1519-1529.
- Swift SM & Racey PA (1983). Resource partitioning in two species of vespertilionid bats (Chiroptera) occupying the same roost. *Journal of Zoology* 200, 249-259.
- Tapisso JT (2014). *How historical and present climate conditions affected the distribution of the Mediterranean water shrew? A phylogeographical and ecological approach*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Tapisso JT, Cerveira AM, von Merten S, Carrilho M & Mathias ML (2018). Avaliação do estado da população de Musaranho-de-dentes-vermelhos, *Sorex granarius*, nas áreas sob gestão da Parques de Sintra – Monte da Lua, S.A. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Taylor BL, Baird R, Barlow J, Dawson SM, Ford J, et al. & Pitman RL (2019). *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T41755A160983555. <https://www.iucnredlist.org/species/41755/160983555> (consultado em 11 de outubro de 2021).
- Taylor BL, Chivers SJ, Laresse J & Perrin WF (2007). Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center. Administrative Report LJ-07-01. Relatório não publicado.
- Taylor P (2016). *Rhinolophus hipposideros*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T19518A21972794. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T19518A21972794.en>. (consultado em 14 junho 2022).
- Teixeira AM (1979). Marine Mammals of the Portuguese coast. *Sonderdruck aus Z.f. Säugetierkunde* 4, 221-238
- Tezanos-Pinto G, Baker CS, Russel K, Martien K, Baird RW, et al. & Garrigue C (2009). A worldwide perspective on the population structure and genetic diversity of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in New Zealand. *Journal of Heredity* 100, 11-24.
- Thomas PO, Reeves RR & Brownell Jr RL (2016). Status of the world's baleen whales. *Marine Mammal Science* 32, 682-734.
- Thompson PM (1989). Seasonal changes in the distribution and composition of common seal (*Phoca vitulina*) haul-out groups. *Journal of Zoology* 217, 281-294.
- Tiesmeyer A, Ramos L, Manuel Lucas J, Steyer K, Alves PC, et al. & Nowak C (2020). Range-wide patterns of human-mediated hybridisation in European wildcats. *Conservation Genetics* 21(2), 247-260.
- Tillon L, Bouget C, Paillet Y & Aulagnier S (2016). How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *European Journal of Forest Research* 135, 433-449.
- Tillon L, Bresso K & Aulagnier S (2016). Tree selection by roosting bats in a European temperate lowland sub-Atlantic Forest. *Mammalia* 80, 271-279.
- Todd VL & Williamson LD (2019). Habitat usage of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*), common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*), and soprano pipistrelle (*Pipistrellus pygmaeus*) in a North Wales upland river catchment. *Ecology and Evolution* 9, 4853-4863.
- Torre I, Arrizabalaga A & Díaz M (2002). Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys* 14, 1-26.
- Torre I, Bastardas-Llabot J, Arrizabalaga A & Díaz M (2020). Population dynamics of small endotherms under global change: Greater white-toothed shrews *Crocodyrus russula* in Mediterranean habitats. *Science of The Total Environment* 705, 135799.
- Torre I, Díaz M, Martínez-Padilla J, Bonal R, Viñuela J & Fargallo JÁ (2007). Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. *Basic and Applied Ecology* 8, 565-575.
- Torre I, Pulido T, Vilella M & Díaz M (2022) Mesocarnivore distribution along gradients of anthropogenic disturbance in Mediterranean landscapes. *Diversity* 14, 133.

- Torres RT, Fernandes J, Carvalho J, Cunha MV, Caetano T *et al.* & Fonseca C (2019) Wild boar as a reservoir of antimicrobial resistance. *Science of The Total Environment* 717, 135001.
- Torres RT, Miranda J, Carvalho J & Fonseca C (2015). Expansion and current status of roe deer (*Capreolus capreolus*) at the edge of its distribution in Portugal. *Annales Zoologici Fennici* 52, 339-352.
- Torres RT, Virgós E, Santos J, Linnell JDC & Fonseca C (2012). Habitat use by sympatric red and roe deer in a Mediterranean ecosystem. *Mammalian Biology* 76, 491-497.
- Torres-Pereira A, Araújo H, Bastos-Santos J, Nicolau L, Marçalo A *et al.* & Eira C (2022b). Assessment of harbour porpoise bycatch along the Portuguese and Galician coast: insights from strandings over two decades. Working paper SC/68D/HIM/13 presented at the Scientific Committee meeting of the International Whaling Commission.
- Torres-Pereira A, Araújo H, Matos FL, Bastos-Santos J, Sá S, *et al.* & Eira C (2022a). Harbour Porpoise Abundance in Portugal over a 5-Year Period and Estimates of Potential Distribution. *Animals* 12, 1935.
- Tosh DG, Lusby J, Montgomery WI & O'Halloran J (2008). First record of greater white-toothed shrew *Crocidura russula* in Ireland. *Mammal Review* 38(4), 321-326.
- Travaini A (1994). *Demografía de la población de zorros (Vulpes vulpes) del Parque Nacional de Doñana*. Tese de Doutoramento. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Travaini A, Aldama J, Laffitte R & Delibes M (1993). Home range and activity patterns of red fox *Vulpes vulpes* breeding females. *Acta Theriologica* 38, 427-434.
- Trindade A, Farinha N & Florêncio E (1998). *A distribuição da lontra Lutra lutra em Portugal – situação em 1995*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, nº 28. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Trukhanova IS, Andrievskaya EM & Alekseev VA (2021). Bycatch in Lake Ladoga Fisheries Remains a Threat to Ladoga Ringed Seal (*Pusa hispida ladogensis*) Population. *Aquatic Mammals* 47, 470-481.
- Uhrin M (1995). The finding of a mass winter colony of *Barbastella barbastellus* and *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera, Vespertilionidae) in Slovakia. *Myotis* 32, 131-133.
- Uhrin M, Hüttmeir U, Kipson M, Estók P, Sachanowicz K, *et al.* & Bashta AT (2016). Status of Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Chiroptera) and range expansion in Central and south-eastern Europe: a review. *Mammal Review* 46, 1-16.
- Vacquie-Garcia J, Lydersen C, Biuw M, Haug T, Fedak MA & Kovacs KM (2017). Hooded seal *Cystophora cristata* foraging areas in the Northeast Atlantic Ocean—Investigated using three complementary methods. *Plos One* 12, e0187889.
- Vacquié-Garcia J, Lydersen C, Lydersen E, Christensen GN, Guinet C & Kovacs KM (2021). Seasonal habitat use of a lagoon by ringed seals *Pusa hispida* in Svalbard, Norway. *Marine Ecology Progress Series* 675, 153-164.
- Vale-Gonçalves HM & Cabral JA (2014). New records on the distribution of three rodent species in NE Portugal from barn owl (*Tyto alba*) diet analysis. *Galemys* 26, 100-104.
- Valente A (2013). *Monitorização das populações de corço (Capreolus capreolus) e veado (Cervus elaphus) no Nordeste Transmontano*. Relatório final de Estágio de Licenciatura. Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Valente AM, Acevedo P, Figueiredo AM, Fonseca C & Torres RT (2020). Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. *Mammal Review* 50 (4), 353-366.
- Valente R, Correia AM, Gil Á, García LG & Sousa-Pinto I (2019). Baleen whales in Macaronesia: occurrence patterns revealed through a bibliographic review. *Mammal Review* 49, 129-151.
- van Bree PJH (2000). A review of recent extralimital records of the bearded seal (*Erignathus barbatus*) on the west European continental coast. *Marine Mammal Science* 16, 261-263.
- Van Cise AM, Martien KK, Mahaffy SD, Baird RW, Webster DL *et al.* & Morin PA (2017). Familial social structure and socially driven genetic differentiation in Hawaiian short-finned pilot whales. *Molecular Ecology* 26, 6730-6741.
- van Der Hoop JM, Moore MJ, Barco SG, Cole TV, Daoust PY, *et al.* & Solow AR (2012). Assessment of management to mitigate anthropogenic effects on large whales. *Conservation Biology* 27, 121-133.
- van der Hoop JM, Vanderlaan AS, Cole TV, Henry AG, Hall L *et al.* & Moore MJ (2015). Vessel strikes to large whales before and after the 2008 ship strike rule. *Conservation Letters* 8, 24-32.
- Vanhatalo J, Vetemaa M, Herrero A, Aho T & Tiilikainen R (2014). By-Catch of Grey Seals (*Halichoerus grypus*) in Baltic Fisheries—A Bayesian Analysis of Interview Survey. *PLoS ONE* 9, e113836
- Vanpé C, Kjellander P, Galan M, Cosson J-F, Aulagnier S, Liberg O & Hewison AJM (2008). Mating system, sexual dimorphism, and the opportunity for sexual selection in a territorial ungulate. *Behavioral Ecology* 19, 309-316.
- Vargas JM, Palomo LJ & Palmqvist P (1991). Reproduction of the Algerian mouse (*Mus spretus* Lataste, 1883) in the south of the Iberian Peninsula. *Bonner Zoologische Beiträge* 42, 1-10.
- Ventura J (2007). *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758). In Palomo LJ, Gisbert J & Blanco JC (eds.) *Atlas Y Libro Rojo de Los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Verborgh P (2012). CIRCE Marine mammals off Spain 2001-2012. Datos transferidos de OBIS-SEAMAP (<http://seamap.env.duke.edu/dataset/840>) em 1 julho 2021.
- Vergara M, Cushman SA, Urra F & Ruiz-González A (2016). Shaken but not stirred: multiscale habitat suitability modeling of sympatric marten species (*Martes martes* and *Martes foina*) in the northern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 31, 1241-1260.
- Vidal-Figueroa T & Delibes M (1987). Primeros datos sobre el visón americano en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. *Ecología* 1, 145-152.
- Vieira BP, Fonseca C & Rocha RG (2015). Critical steps to ensure the successful reintroduction of the Eurasian red squirrel. *Animal Biodiversity and Conservation* 38, 49-58.

- Vieira-Pinto M, Fernandes ARG, Santos MH & Marucci G (2021). *Trichinella britovi* infection in wild boar in Portugal. *Zoonoses and Public Health* 68: 103-109.
- Villafuerte R & Delibes-Mateos M (2019). *Oryctolagus cuniculus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T41291A170619657. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41291A170619657.en>. (consultado a 24 de maio de 2022).
- Villanger GD, Gabrielsen KM, Kovacs KM, Lydersen C, Lie E *et al.* & Jenssen BM (2013). Effects of complex organohalogen contaminant mixtures on thyroid homeostasis in hooded seal (*Cystophora cristata*) mother-pup pairs. *Chemosphere* 92, 828-842.
- Vincent C, Fedak MA, McConnell BJ, Meynier L, Saint-Jean C & Ridoux V (2005). Status and conservation of the grey seal, *Halichoerus grypus*, in France. *Biological Conservation* 126, 62-73.
- Vincent C, McConnell BJ, Delayat S, Elder J-F, Gautier G & Ridoux V (2010). Winter Habitat use of harbour seals (*Phoca Vitulina*) fitted with Fastloc™ GPS/GSM tags in two tidal bays in France. *NAMMCO Scientific Publications* 8, 285-302.
- Vincent S, Némoz M & Aulagnier S (2011). Activity and foraging habitats of *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera, Miniopteriidae) in southern France: implications for its conservation. *Hystrix* 22, 57-72.
- Vingada J, Fonseca C, Cancela J, Ferreira J & Eira C (2010). Ungulates and their management in Portugal. In Apollonio M, Andersen R & Putman R (eds.): *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press.
- Vingada J, Pereira A, Ferreira M, Monteiro S, Costa E *et al.* & Eira C (2015). Implementação de medidas de mitigação em artes de pesca. Anexo ao 4º relatório de progresso do projecto LIFE MarPro NAT/PT/00038. Relatório não publicado.
- Vingada JV & Eira C (2018). Conservação de Cetáceos e Aves Marinhas em Portugal Continental. O projeto LIFE+ MarPro. Relatório final do projecto NAT/PT/00038. Rainho e Neves, Lda. Santa Maria da Feira.
- Virgós E, Zalewski A, Rosalino LM & Merguey M (2012). Habitat ecology of genus *Martes* in Europe: a review of the evidences. In Aubry KB, WJ Zielinski, MG Raphael, G Proulx & SW Buskirk (eds.): *Biology and Conservation of Martens, Sables, and Fishers. A New Synthesis*. Cornell University Press, Ithaca.
- Visser F, Hartman KL, Pierce GJ, Valavanis VD & Huisman J (2011). Timing of migratory baleen whales at the Azores in relation to the North Atlantic spring bloom. *Marine Ecology Progress Series* 440, 267-279.
- Visser F, Hartman KL, Rood EJ, Hendriks AJ, Zult DB, *et al.* & Pierce GJ (2011). Risso's dolphins alter daily resting pattern in response to whale watching at the Azores. *Marine Mammal Science* 27, 366-381.
- Vogel P, Jutzeler S, Rulence B & Reutter BA (2002). Range expansion of the greater white-toothed shrew *Crocidura russula* in Switzerland results in local extinction of the bicoloured white-toothed shrew *C. leucodon*. *Acta Theriologica* 47(1), 15-24.
- Voigt CC, Azam, C Dekker J, Ferguson J, Fritze M *et al.* & Zagmajster M (2018). *Guidelines for consideration of bats in lighting projects*. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn.
- von Helversen O, Heller KG, Mayer F, Nemeth A, Volleth M & Gombkötö P (2001). Cryptic mammalian species: a new species of whiskered bat (*Myotis alcaethoe* n. sp.) in Europe. *Naturwissenschaften* 88, 217-223.
- Walker WA & Coe JM (1990). Survey of marine debris ingestion by Odontocete cetaceans. In Shomura RS & Godfrey HL (eds.), *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris*.
- Waring GT, Hamazaki T, Sheehan D, Wood G & Baker S (2001). Characterization of beaked whale (Ziphiidae) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) summer habitat in shelf-edge and deeper waters off the northeast US. *Marine Mammal Science* 17, 703-717.
- Waring GT, Josephson E, Maze-Foley K & Rosel PE (2009). U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-213. Relatório não publicado.
- Waring GT, Pace RM, Quintal JM, Fairfield CP & Maze-Foley K (2004). U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments 2003. Northeast Fisheries Science Center (U.S.). NOAA technical memorandum NMFS-NE. Relatório não publicado.
- Warren R, Waters D, Altringham J & Bullock D (2000). The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biological Conservation* 92, 85-91.
- Waters D, Jones G & Furlong M (1999). Foraging ecology of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. *Journal of Zoology* 249, 173-180.
- Weir CR (2008). Short-finned Pilot Whales (*Globicephala macrorhynchus*) respond to an Airgun Ramp-up procedure off Gabon. *Aquatic Mammals* 34, 349-354.
- Weir CR, Stokes J, Martin C & Cermeño P (2004). Three sightings of *Mesoplodon* species in the Bay of Biscay: first confirmed True's beaked whales (*M. mirus*) for the northeast Atlantic? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 1095-1099.
- Wembridge DE, Newman MR, Bright PW & Morris PA (2016). An estimate of the annual number of hedgehog (*Erinaceus europaeus*) road casualties in Great Britain. *Mammal Communications* 2, 8-14.
- Wenzel FW, Broms F, López-Suárez P, Lopes K, Veiga N *et al.* & Corcoran P (2020). Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Cape Verde Islands: Migratory Patterns, Resightings, and Abundance. *Aquatic Mammals* 46, 21-31.
- Wenzel FW, Polloni PT, Craddock JE, Gannon DP, Nicolas JR, *et al.* & Rosel PE (2013). Food habits of Sowerby's beaked whales (*Mesoplodon bidens*) taken in the pelagic drift gillnet fishery of the western North Atlantic. *Fishery Bulletin* 111, 381-389.
- Whitehead H (2003). *Sperm Whales: Social Evolution in the Ocean*. University of Chicago Press, Chicago.

- Whitehead H (2018). Sperm Whale: *Physeter macrocephalus*. In Würsig B, Theewissen JGM & Kovacs KM (eds.): *Encyclopedia of Marine Mammals* (3rd ed.), Academic Press, New York.
- Wilkinson G & South J (2002). Life history, ecology and longevity in bats. *Aging Cell* 1, 124-131.
- Williams BM, Baker PJ, Thomas E, Wilson G, Judge J & Yarnell RW (2018). Reduced occupancy of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in rural England and Wales: The influence of habitat and an asymmetric intraguild predator. *Scientific Reports* 8, 12156.
- Willis PM & Baird RW (1998). Status of the Dwarf Sperm Whale, *Kogia simus*, with special reference to Canada. *Canadian Field-Naturalist* 112,114-125.
- Wilson DE & Reeder DM (eds.) (2005). *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed.), Johns Hopkins University Press, 2.
- Wilson E & Mittermeier R (2019). *Handbook of the Mammals of the World, Volume 9: Bats*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Winn HE, Price CA & Sorensen PW (1986). The distributional biology of the right whale (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic. *Reports - International Whaling Commission, Special Issue* 10, 129-138.
- Wise L, Galego C, Katara I, Marçalo A, Meirinho A *et al.* & Silva A (2019). Portuguese purse seine fishery spatial and resource overlap with top predators. *Marine Ecology Progress Series* 617, 183-198.
- Wise L, Galego C, Katara I, Marçalo A, Meirinho A, *et al.* & Sobrinho-Gonçalves A (2017). Competition among pelagic fisheries, marine mammals and seabirds for small pelagic fish. Anexo ao 4º Relatório de Progresso do projeto LIFE+ MarPro NAT/PT/00038. Relatório não publicado.
- Wise L, Silva A, Ferreira M, Silva MA & Sequeira M (2007). Interactions between small cetaceans and the purse-seine fishery in western Portuguese waters. *Scientia Marina* 71, 405-412.
- Wojtek B & Norman SA (2014). *Mesoplodon europaeus* strandings – a short review. Paper SC/65b/SM01 presented to the Scientific Committee, International Whaling Commission.
- Womble JN, Williams PJ, McNabb RW, Prakash A, Gens R *et al.* & Acevedo CR (2021). Harbor Seals as Sentinels of Ice Dynamics in Tidewater Glacier Fjords. *Frontiers in Marine Science* 8, 410.
- Yabe T (2020). Effect of diet and water availability on *Rattus norvegicus* (Rodentia: Muridae) distribution. In Mulungu L (ed.): *Rodents*. IntechOpen. London.
- Yamaguchi N, Kitchener A, Driscoll C & Nussberger B (2015). *Felis silvestris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: e.T60354712A50652361. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T60354712A50652361.en>. (consultado em 5 julho 2022)
- Zahn A, Rainho A & Kiefer A (2022). Larger Mouse-Eared Bat *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In Hackländer K & Zacher FE (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. Springer Nature, Cham.
- Zahn A, Rodrigues L, Rainho A & Palmeirim JM (2007). Critical times of the year for *Myotis myotis*, a temperate zone bat: roles of climate and food resources. *Acta Chiropterologica* 9, 115-125.
- Zalewski A & Jędrzejewski W (2006). Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Białowieża Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography* 29(1), 31-43.
- Zeale MRK, Davidson-Watts I & Jones G (2012). Home range use and habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*): implications for conservation. *Journal of Mammalogy* 93, 1110-1118.
- Zubaid A & Gorman ML (1991). The diet of wood mice *Apodemus sylvaticus* living in a sand dune habitat in north-east Scotland. *Journal of Zoology* 225, 227-232.
- Zuberogoitia I, González-Oreja JA, Zabala J & Rodríguez-Refojos C (2010). Assessing the control/eradication of an invasive species, the American mink, based on field data; how much would it cost? *Biodiversity and Conservation* 19, 1455-1469.

Índice remissivo de espécies

| | | | |
|-----------------------------------|---|--|----------------------------------|
| <i>Apodemus sylvaticus</i> | 164, 165, 313 | <i>Dama dama</i> | 39, 64, 300, 301, 316, 320 |
| Arminho | 214, 215, 315 | <i>Delphinus delphis</i> | 58, 194, 195, 314 |
| <i>Arvicola sapidus</i> | 55, 150, 151, 299, 313 | Doninha | 216, 217, 315 |
| <i>Arvicola scherman</i> | 37, 54, 254, 255, 313, 318, 319 | <i>Eliomys quercinus</i> | 55, 170, 171, 313 |
| <i>Balaenoptera acutorostrata</i> | 174, 175, 314 | <i>Eptesicus isabellinus</i> | 36, 128, 129, 312, 317 |
| <i>Balaenoptera borealis</i> | 38, 260, 261, 314, 319 | <i>Eptesicus serotinus</i> | 126, 127, 128, 312 |
| <i>Balaenoptera edeni</i> | 38, 57, 262, 263, 314, 318, 319 | <i>Erignathus barbatus</i> | 38, 286, 287, 316, 320 |
| <i>Balaenoptera musculus</i> | 38, 264, 265, 314, 319 | <i>Erinaceus europaeus</i> | 46, 47, 54, 70, 71, 311 |
| <i>Balaenoptera physalus</i> | 58, 176, 177, 314 | Esquilo | 148, 149, 313 |
| Baleia-anã | 174, 175, 314 | <i>Eubalaena glacialis</i> | 38, 258, 259, 314, 319 |
| Baleia-azul | 38, 264, 265, 314, 319 | Falsa-orca | 38, 276, 277, 314, 320 |
| Baleia-comum | 176, 177, 314 | <i>Felis silvestris</i> | 62, 232, 233, 316 |
| Baleia-de-bico-de-blainville | 184, 185, 315, 317 | Foca-barbuda | 38, 286, 287, 316, 320 |
| Baleia-de-bico-de-gervais | 38, 280, 281, 315, 318, 319 | Foca-cinzenta | 38, 282, 283, 316, 320 |
| Baleia-de-bico-de-sowerby | 182, 183, 315, 317 | Foca-comum | 38, 284, 285, 316, 320 |
| Baleia-de-bico-de-true | 186, 187, 315, 317 | Foca-de-crista | 38, 288, 289, 316, 320 |
| Baleia-de-bossa | 38, 266, 267, 314, 319 | Fuinha | 220, 221, 315 |
| Baleia-de-bryde | 38, 262, 263, 314, 318, 319 | <i>Galemys pyrenaicus</i> | 40, 47, 76, 84, 85, 299, 311 |
| Baleia-franca | 38, 258, 259, 314, 319 | Gamo | 300, 301, 316, 320 |
| Baleia-piloto | 38, 196, 197, 268, 269, 314, 318, 319 | Gato-bravo | 232, 233, 316 |
| Baleia-piloto-tropical | 38, 268, 269, 314, 318, 319 | Geneta | 228, 229, 316 |
| Baleia-sardineira | 38, 260, 261, 314, 319 | <i>Genetta genetta</i> | 39, 61, 168, 228, 229, 316 |
| <i>Barbastella barbastellus</i> | 130, 131, 312 | <i>Globicephala macrorhynchus</i> | 38, 196, 268, 269, 314, 318, 319 |
| Boto | 190, 191, 315 | <i>Globicephala melas</i> | 37, 196, 197, 268, 314, 318 |
| Cabra-montês | 244, 245, 316 | Golfinho-comum | 194, 195, 314 |
| Cachalote | 38, 178, 179, 180, 181, 278, 279, 315, 318, 320 | Golfinho-de-bico-branco | 38, 274, 275, 314, 318, 320 |
| Cachalote-anão | 38, 278, 279, 315, 318, 320 | Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico | 38, 272, 273, 314, 318, 320 |
| Cachalote-pigmeu | 178, 179, 315 | Golfinho-de-fraser | 38, 270, 271, 314, 318, 320 |
| <i>Canis lupus</i> | 62, 210, 211, 310, 315 | Golfinho-pintado-do-atlântico | 204, 205, 314, 317 |
| <i>Capra pyrenaica</i> | 64, 244, 245, 316 | Golfinho-riscado | 200, 201, 314 |
| <i>Capreolus capreolus</i> | 64, 242, 243, 316 | Grampo | 192, 193, 314 |
| <i>Cervus elaphus</i> | 64, 240, 241, 316 | <i>Grampus griseus</i> | 58, 192, 193, 314 |
| <i>Chionomys nivalis</i> | 36, 54, 162, 163, 313, 317 | <i>Halichoerus grypus</i> | 38, 282, 283, 316, 320 |
| Coelho-ibérico | 144, 145, 313 | <i>Herpestes ichneumon</i> | 39, 61, 230, 231, 316 |
| Corço | 242, 243, 316 | <i>Hypsugo savii</i> | 118, 119, 312 |
| <i>Crocidura russula</i> | 46, 47, 54, 73, 78, 79, 81, 311 | Javali | 238, 239, 316 |
| <i>Crocidura suaveolens</i> | 36, 40, 46, 54, 80, 81, 311, 318 | <i>Kogia breviceps</i> | 178, 179, 315 |
| <i>Cystophora cristata</i> | 38, 288, 289, 316, 320 | | |

| | | | |
|------------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|---|
| <i>Kogia sima</i> | 38, 57, 278, 279, 315, 318, 320 | Morcego-hortelão-escuro | 126, 127, 312 |
| <i>Lagenodelphis hosei</i> | 38, 57, 270, 271, 314, 318, 320 | Morcego-lanudo | 106, 107, 312 |
| <i>Lagenorhynchus albirostris</i> | 38, 274, 275, 314, 318, 320 | Morcego-negro | 130, 131, 312 |
| Lebre | 142, 143, 313 | Morcego-orelhudo-castanho | 52, 132, 133, 312 |
| Leirão | 170, 171, 313 | Morcego-orelhudo-cinzento | 134, 135, 312 |
| <i>Lepus granatensis</i> | 52, 142, 143, 313 | Morcego-pigmeu | 116, 117, 312 |
| Lince-ibérico | 234, 235, 316 | Morcego-rabudo | 138, 139, 313 |
| Lobo | 210, 211, 234, 235, 315 | Morcego-rato-grande | 100, 101, 312 |
| Lontra | 226, 227, 316 | Morcego-rato-pequeno | 102, 103, 312 |
| <i>Lutra lutra</i> | 226, 227, 316 | Muflão | 302, 303, 316, 320 |
| <i>Lynx pardinus</i> | 62, 229, 234, 235, 316 | Musaranho-anão-de-dentes-brancos | 82, 83, 311 |
| Marta | 222, 223, 316 | Musaranho-anão-de-dentes-vermelhos | 72, 73, 311 |
| <i>Martes foina</i> | 168, 220, 221, 222, 315 | Musaranho-de-água | 76, 77, 311, 318 |
| <i>Martes martes</i> | 40, 62, 222, 223, 316 | Musaranho-de-dentes-brancos | 78, 79, 80, 81, 311 |
| <i>Megaptera novaeangliae</i> | 266, 314 | Musaranho-de-dentes-brancos-pequeno | 80, 81, 311 |
| <i>Meles meles</i> | 224, 225, 316 | Musaranho-de-dentes-vermelhos | 74, 75, 311 |
| <i>Mesoplodon bidens</i> | 36, 182, 183, 315, 317 | <i>Mus musculus</i> | 37, 166, 167, 168, 313, 318 |
| <i>Mesoplodon densirostris</i> | 36, 58, 184, 185, 315, 317 | <i>Mus spretus</i> | 166, 168, 169, 313 |
| <i>Mesoplodon europaeus</i> | 38, 280, 281, 315, 318, 319 | <i>Mustela erminea</i> | 61, 62, 214, 215, 315 |
| <i>Mesoplodon mirus</i> | 36, 58, 186, 187, 315, 317 | <i>Mustela nivalis</i> | 61, 216, 217, 315 |
| <i>Microtus arvalis</i> | 36, 54, 154, 155, 313, 318 | <i>Mustela putorius</i> | 62, 218, 219, 299, 315 |
| <i>Microtus cabreræ</i> | 55, 152, 153, 314 | <i>Myotis alcathoe</i> | 37, 49, 248, 249, 312, 317, 319 |
| <i>Microtus duodecimcostatus</i> | 160, 161, 314 | <i>Myotis bechsteini</i> | 50, 98, 99, 312 |
| <i>Microtus lusitanicus</i> | 158, 159, 314 | <i>Myotis blythii</i> | 49, 102, 103, 312 |
| <i>Microtus rozianus</i> | 36, 54, 156, 157, 314, 318 | <i>Myotis crypticus</i> | 37, 49, 250, 251, 312, 317, 319 |
| <i>Miniopterus schreibersii</i> | 50, 102, 136, 137, 313 | <i>Myotis daubentonii</i> | 110, 111, 312 |
| Morcego-anão | 112, 113, 312 | <i>Myotis emarginatus</i> | 50, 106, 107, 312 |
| Morcego-arborícola-gigante | 52, 124, 125, 312 | <i>Myotis escaleraei</i> | 37, 50, 104, 105, 312, 318 |
| Morcego-arborícola-grande | 52, 122, 123, 312 | <i>Myotis myotis</i> | 50, 100, 101, 136, 312 |
| Morcego-arborícola-pequeno | 120, 121, 312 | <i>Myotis mystacinus</i> | 50, 108, 109, 312 |
| Morcego-de-água | 110, 111, 312 | <i>Neomys anomalus</i> | 36, 46, 54, 76, 77, 311, 318 |
| Morcego-de-alcathoe | 248, 249, 312, 317, 319 | <i>Neovison vison</i> | 39, 48, 56, 61, 85, 151, 298, 299, 315, 320 |
| Morcego-de-bechstein | 52, 98, 99, 312 | <i>Nyctalus lasiopterus</i> | 124, 125, 312 |
| Morcego-de-bigodes | 108, 109, 312 | <i>Nyctalus leisleri</i> | 120, 121, 312 |
| Morcego-de-ferradura-grande | 90, 91, 311 | <i>Nyctalus noctula</i> | 122, 123, 312 |
| Morcego-de-ferradura-mediterrânico | 94, 95, 311 | Orca | 202, 203, 314 |
| Morcego-de-ferradura-mourisco | 96, 97, 311 | <i>Orcinus orca</i> | 58, 202, 203, 314 |
| Morcego-de-ferradura-pequeno | 92, 93, 311 | <i>Oryctolagus cuniculus</i> | 52, 144, 145, 313 |
| Morcego-de-franja-críptico | 52, 250, 251, 317, 319 | Ouriço-cacheiro | 70, 71, 311 |
| Morcego-de-franja-do-sul | 104, 105, 312 | <i>Ovis aries</i> | 37, 39, 64, 302, 303, 316, 318, 320, 321 |
| Morcego-de-kuhl | 114, 115, 312 | <i>Phoca vitulina</i> | 38, 284, 285, 316, 320 |
| Morcego-de-nathusius | 52, 252, 253, 312, 319 | <i>Phocoena phocoena</i> | 58, 190, 191, 308, 315 |
| Morcego-de-peluche | 136, 137, 313 | <i>Physeter macrocephalus</i> | 36, 58, 180, 181, 315, 318 |
| Morcego-de-savi | 118, 119, 312 | <i>Pipistrellus kuhlii</i> | 114, 115, 312 |
| Morcego-hortelão-claro | 128, 129, 312, 317 | <i>Pipistrellus nathusii</i> | 37, 49, 252, 253, 312, 319 |

| | | | |
|----------------------------------|--------------------------------------|----------------------------|--------------------|
| <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | 112, 113, 312 | Visão-americano | 298, 299, 315, 320 |
| <i>Pipistrellus pygmaeus</i> | 116, 117, 312 | <i>Vulpes vulpes</i> | 208, 209, 315 |
| <i>Plecotus auritus</i> | 132, 133, 312 | Zífió | 188, 189, 315 |
| <i>Plecotus austriacus</i> | 50, 134, 135, 312 | <i>Ziphius cavirostris</i> | 188, 189, 315 |
| <i>Pseudorca crassidens</i> | 38, 276, 277, 314 | | |
| <i>Pusa hispida</i> | 38, 290, 291, 316, 320 | | |
| Raposa | 208, 209, 315 | | |
| Ratazana-castanha | 296, 297, 313, 320 | | |
| Rato-caseiro | 166, 167, 313 | | |
| Rato-das-hortas | 313 | | |
| Rato-das-neves | 162, 163, 313, 317 | | |
| Rato-de-água | 150, 151, 313 | | |
| Rato-de-cabrera | 152, 153 | | |
| Rato-do-campo | 156, 157, 164, 165, 313, 314, 318 | | |
| Rato-do-campo-lusitano | 156, 157, 314, 318 | | |
| Rato-dos-lameiros | 254, 255, 313, 318, 319 | | |
| Rato-dos-prados | 154, 155, 313 | | |
| Rato-preto | 294, 295, 313 | | |
| Rato-toupeira | 158, 159, 160, 161, 314 | | |
| Rato-toupeira-mediterrânico | 160, 161, 314 | | |
| <i>Rattus norvegicus</i> | 39, 54, 151, 294, 296, 297, 313, 320 | | |
| <i>Rattus rattus</i> | 39, 54, 294, 295, 313 | | |
| <i>Rhinolophus euryale</i> | 49, 94, 95, 311 | | |
| <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | 90, 91, 311 | | |
| <i>Rhinolophus hipposideros</i> | 92, 93, 311 | | |
| <i>Rhinolophus mehelyi</i> | 50, 96, 97, 136, 311 | | |
| Roaz | 198, 199, 314 | | |
| Sacarrabos | 230, 231, 316 | | |
| <i>Sciurus vulgaris</i> | 54, 148, 149, 313 | | |
| <i>Sorex granarius</i> | 46, 54, 74, 75, 311 | | |
| <i>Sorex minutus</i> | 40, 46, 54, 72, 73, 311 | | |
| <i>Stenella coeruleoalba</i> | 200, 201, 314 | | |
| <i>Stenella frontalis</i> | 36, 58, 204, 205, 314, 317 | | |
| <i>Suncus etruscus</i> | 46, 47, 54, 82, 83, 311 | | |
| <i>Sus scrofa</i> | 64, 238, 239, 316 | | |
| <i>Tadarida teniotis</i> | 138, 139, 313 | | |
| <i>Talpa occidentalis</i> | 47, 86, 87, 311 | | |
| Texugo | 224, 225, 316 | | |
| Toirão | 218, 219, 315 | | |
| Toupeira | 84, 85, 86, 87, 311 | | |
| Toupeira-de-água | 84, 85, 311 | | |
| <i>Tursiops truncatus</i> | 198, 199, 314 | | |
| Urso-pardo | 212, 213, 315 | | |
| <i>Ursus arctos</i> | 61, 212, 213, 315, 319 | | |
| Veado | 240, 241, 316 | | |

Anexo

Lista taxonómica de referência

| Ordem | Família | Espécie | |
|--|-------------|---|---|
| Eulipotyphla | Erinaceidae | <i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758 Ouriço-cacheiro | |
| | | <i>Sorex minutus</i> Linnaeus, 1766 Musaranho-anão-de-dentes-vermelhos | |
| | Soricidae | <i>Sorex granarius</i> Miller, 1910 Musaranho-de-dentes-vermelhos | |
| | | <i>Neomys anomalus</i> Cabrera, 1907 Musaranho-de-água | |
| | | <i>Crocidura russula</i> (Hermann, 1780) Musaranho-de-dentes-brancos | |
| | | <i>Crocidura suaveolens</i> (Pallas, 1811) Musaranho-de-dentes-brancos-pequeno | |
| | | <i>Suncus etruscus</i> (Savi, 1822) Musaranho-anão-de-dentes-brancos | |
| | | <i>Galemys pyrenaicus</i> (E Geoffroy, 1811) Toupeira-de-água | |
| | Talpidae | <i>Talpa occidentalis</i> Cabrera, 1907 Toupeira | |
| | Chiroptera | Rhinolophidae | <i>Rhinolophus euryale</i> Blasius, 1853 Morcego-de-ferradura-mediterrânico |
| <i>Rhinolophus hipposideros</i> (Bechstein, 1800) Morcego-de-ferradura-pequeno | | | |
| <i>Rhinolophus mehelyi</i> Matschie, 1901 Morcego-de-ferradura-mourisco | | | |
| <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (Schreber, 1774) Morcego-de-ferradura-grande | | | |
| Vespertilionidae | | <i>Eptesicus serotinus</i> (Schreber, 1774) Morcego-hortelão-escuro | |
| | | <i>Eptesicus isabellinus</i> (Temminck, 1840) Morcego-hortelão-claro | |
| | | <i>Nyctalus lasiopterus</i> (Schreber, 1780) Morcego-arborícola-gigante | |
| | | <i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774) Morcego-arborícola-grande | |
| | | <i>Nyctalus leisleri</i> (Kuhl, 1817) Morcego-arborícola-pequeno | |
| | | <i>Pipistrellus kuhlii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-kuhl | |
| | | <i>Pipistrellus pygmaeus</i> (Leach, 1825) Morcego-pigmeu | |
| | | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> (Schreber, 1774) Morcego-anão | |
| | | <i>Pipistrellus nathusii</i> (Keyserling & Blasius, 1839) Morcego-de-nathusius | |
| | | <i>Barbastella barbastellus</i> (Schreber, 1774) Morcego-negro | |
| | | <i>Plecotus auritus</i> (Linnaeus, 1758) Morcego-orelhudo-castanho | |
| | | <i>Plecotus austriacus</i> (Fischer, 1829) Morcego-orelhudo-cinzento | |
| | | <i>Hypsugo savii</i> (Bonaparte, 1837) Morcego-de-savi | |
| | | <i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797) Morcego-rato-grande | |
| | | <i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857) Morcego-rato-pequeno | |
| | | <i>Myotis mystacinus</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-bigodes | |
| | | <i>Myotis alcathoe</i> von Helversen & Heller, 2001 Morcego-de-alcathoe | |
| | | <i>Myotis bechsteinii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-bechstein | |
| | | <i>Myotis daubentonii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-água | |
| | | <i>Myotis emarginatus</i> (Geoffroy, 1806) Morcego-lanudo | |
| | | <i>Myotis escaleraei</i> Cabrera, 1904 Morcego-de-franja-do-sul | |
| | | <i>Myotis crypticus</i> Ruedi, Ibáñez, Salicini, Juste & Puechmille, 2019 Morcego-de-franja-do-críptico | |
| | | Miniopteridae | <i>Miniopterus schreibersii</i> (Kuhl, 1817) Morcego-de-peluche |
| | | Molossidae | <i>Tadarida teniotis</i> (Rafinesque, 1814) Morcego-rabudo |

| | | |
|---|--|---|
| Lagomorpha | Leporidae | <i>Lepus granatensis</i> (Rosenhauer, 1856) Lebre-ibérica <i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758) Coelho-ibérico |
| Rodentia | Sciuridae | <i>Sciurus vulgaris</i> (Linnaeus 1758) Esquilo |
| | Gliridae | <i>Eliomys quercinus</i> (Linnaeus, 1766) Leirão |
| | Muridae | <i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus 1758) Rato-do-campo |
| | | <i>Mus musculus</i> (Linnaeus, 1758) Rato-caseiro |
| | | <i>Mus spretus</i> (Lataste, 1883) Rato-das-hortas |
| | | <i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769) Ratazana-castanha <i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758) Rato-preto |
| | Cricetidae | <i>Arvicola scherman</i> (Shaw, 1801) Rato-dos-lameiros |
| | | <i>Arvicola sapidus</i> (Miller, 1908) Rato-de-água |
| | | <i>Chionomys nivalis</i> (Martins, 1842) Rato-das-neves |
| | | <i>Microtus arvalis</i> (Pallas, 1778) Rato-dos-prados |
| <i>Microtus cabreræ</i> (Thomas, 1906) Rato-de-cabrera | | |
| <i>Microtus rozianus</i> (Bocage, 1865) Rato-do-campo-lusitano <i>Microtus duodecimcostatus</i> (de Sélys Longchamps, 1839) Rato-toupeira-mediterrânico <i>Microtus lusitanicus</i> (Gerbe, 1879) Rato-toupeira | | |
| Cetacea | Balaenidae | <i>Eubalaena glacialis</i> (Müller, 1776) Baleia-franca |
| | Balaenopteridae | <i>Balaenoptera acutorostrata</i> (Lacépède, 1804) Baleia-anã |
| | | <i>Balaenoptera borealis</i> (Lesson, 1828) Baleia-sardinheira |
| | | <i>Balaenoptera edeni</i> (Anderson, 1879) Baleia-de-bryde |
| | | <i>Balaenoptera musculus</i> (Linnaeus, 1758) Baleia-azul |
| | | <i>Balaenoptera physalus</i> (Linnaeus, 1758) Baleia-comum <i>Megaptera novaeangliae</i> (Borowski, 1781) Baleia-de-bossa |
| | Delphinidae | <i>Delphinus delphis</i> (Linnaeus, 1758) Golfinho-comum |
| | | <i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809) Baleia-piloto |
| | | <i>Globicephala macrorhynchus</i> (Gray, 1846) Baleia-piloto-tropical |
| | | <i>Grampus griseus</i> (Cuvier, 1812) Grampo |
| | | <i>Lagenodelphis hosei</i> (Fraser, 1956) Golfinho-de-fraser |
| | | <i>Lagenorhynchus acutus</i> (Gray, 1828) Golfinho-de-flancos-brancos-do-atlântico |
| | | <i>Lagenorhynchus albirostris</i> (Gray, 1846) Golfinho-de-bico-branco |
| | | <i>Orcinus orca</i> (Linnaeus, 1758) Orca |
| | | <i>Pseudorca crassidens</i> (Owen, 1846) Falsa-orca |
| | | <i>Stenella coeruleoalba</i> (Meyen, 1833) Golfinho-riscado <i>Stenella frontalis</i> (Cuvier, 1829) Golfinho-pintado-do-atlântico <i>Tursiops truncatus</i> (Montagu, 1821) Roaz |
| | Kogiidae | <i>Kogia breviceps</i> (Blainville, 1838) Cachalote-pigmeu <i>Kogia sima</i> (Owen, 1866) Cachalote-anão |
| Phocoenidae | <i>Phocoena phocoena</i> (Linnaeus, 1758) Boto | |
| Physeteridae | <i>Physeter macrocephalus</i> (Linnaeus, 1758) Cachalote | |
| Ziphiidae | <i>Mesoplodon bidens</i> (Sowerby, 1804) Baleia-de-bico-de-sowerby | |
| | <i>Mesoplodon densirostris</i> (de Blainville, 1817) Baleia-de-bico-de-blainville | |
| | <i>Mesoplodon europaeus</i> (Gervais 1817) Baleia-de-bico-de-gervais | |
| | <i>Mesoplodon mirus</i> (True, 1913) Baleia-de-bico-de-true <i>Ziphius cavirostris</i> (Cuvier, 1823) Zífió | |

| | | | | |
|------------------|------------|---|--|---|
| Carnivora | Canidae | <i>Canis lupus</i> (Linnaeus, 1758) Lobo <i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758) Raposa | | |
| | Ursidae | <i>Ursus arctos</i> (Linnaeus, 1758) Urso-pardo | | |
| | Mustelidae | <i>Mustela erminea</i> (Linnaeus, 1758) Arminho <i>Mustela nivalis</i> (Linnaeus, 1766) Doninha <i>Mustela putorius</i> (Linnaeus, 1758) Toirão <i>Neovison vison</i> (Schreber, 1777) Visão-americano <i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777) Fuinha <i>Martes martes</i> (Linnaeus, 1758) Marta <i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758) Texugo <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) Lontra | | |
| | | Viverridae | <i>Genetta genetta</i> (Linnaeus, 1758) Geneta | |
| | | Herpestidae | <i>Herpestes ichneumon</i> (Linnaeus, 1758) Sacarrabos | |
| | | Felidae | <i>Felis silvestris</i> (Schreber, 1777) Gato-bravo <i>Lynx pardinus</i> (Temminck, 1827) Lince-ibérico | |
| | | | Phocidae | <i>Halichoerus grypus</i> (Fabricius, 1791) Foca-cinzenta <i>Phoca vitulina</i> (Linnaeus, 1758) Foca-comum <i>Erignathus barbatus</i> (Erxleben, 1777) Foca-barbuda <i>Cystophora cristata</i> (Erxleben, 1777) Foca-de-crista <i>Pusa hispida</i> (Schreber, 1775) Foca-anelada |
| | Bovidae | <i>Capra pyrenaica</i> (Schinz, 1838) Cabra-montês <i>Ovis aries</i> (Pallas, 1811) Muflão <i>Capreolus capreolus</i> (Linnaeus, 1758) Corço | | |
| | | Cervidae | | <i>Dama dama</i> (Linnaeus, 1758) Gamo <i>Cervus elaphus</i> (Linnaeus, 1758) Veado |
| | | | | Suidae |

O Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental

Cerca de 30% das espécies de mamíferos em todo o mundo estão ameaçadas devido à destruição e degradação do habitat, captura ilegal, invasão de espécies exóticas e alterações globais.

Em Portugal, a biodiversidade também está sob grande pressão. É urgente implementar medidas de conservação que consigam diminuir os riscos da perda de espécies.

O novo Livro Vermelho, dedicado aos mamíferos terrestres e marinhos da fauna de Portugal Continental, revela que 27 das 82 espécies avaliadas estão ameaçadas. Esta obra foi concretizada graças à colaboração de uma vasta equipa composta por especialistas em mamíferos, técnicos e cidadãos e é uma contribuição para a planificação de medidas de conservação, identificando o risco de extinção de cada espécie e disponibilizando informação de base para o minimizar.



Cofinanciado por:



Beneficiário:



Parceiro:



Entidades participantes:

