

Catálogo de boas práticas para a gestão do coelho-bravo.

Uma proposta de medidas a financiar pela PAC.



Catálogo de boas práticas para a gestão do coelho-bravo. Uma proposta de medidas a financiar pela PAC.

Citação recomendada: Silvestre F. & Pérez de Ayala, R. (Coords.) 2025. *Catálogo de buenas prácticas para la gestión del conejo de monte. Una propuesta de medidas financiadas por la PAC*. Proyecto LIFE Iberconejo (LIFE20 GIE/ES/000731). FCBDH e WWF-Espanha.

2025. 1ª edição

Edição: Fundação CBD-Habitat

Design, Paginação e Ilustrações: Luis Resines (Pelopantón)

Tradução: Go4word, Lda. – Nuno Guerreiro e Carla Bom

Coordenação geral: F. Silvestre, Fundación CBD-Hábitat

Este Catálogo foi elaborado no âmbito do projeto LIFE Iberconejo, "Drawing the baselines for the good management of a Mediterranean key species, the wild rabbit" (LIFE20 GIE/ES/000731). O projeto é coordenado pela WWF Espanha, com um total de 15 parceiros de Espanha e Portugal, e foi cofinanciado pelo programa LIFE da União Europeia.

Co-financiado pela União Europeia. As opiniões e pontos de vista expressos são, no entanto, exclusivamente dos autores e não refletem necessariamente os da União Europeia nem os da CINEA. Nem a União Europeia nem a autoridade que concede a subvenção podem ser consideradas responsáveis pelos mesmos.



Autores

Fernando Silvestre Barrio ¹ ,	Bianca Chaim Mattos ⁶ ,	Rubén Moreno-Opo Diaz-Meco ⁹ ,	Fernando Garrido Fernández ¹³ ,	Matías Taborda Barroso ¹⁶ ,
Ramón Pérez de Ayala Balzola ² ,	José Manuel Delgado Pérez ⁷ ,	Nuno Santos ¹⁰ ,	Jorge Ruiz Ruiz ¹³ ,	Germán Garrote Alonso ¹⁷ ,
Alberto Navarro Gómez ³ ,	Javier Fernández-López ⁸ ,	Margarida Dias Duarte ¹¹ ,	Carmen Rueda Rodriguez ¹ ,	Alfonso San Miguel Ayanz ¹⁸ ,
Carmen D. Soria González ⁴ ,	José A. Blanco-Aguiar ⁸ ,	Llanos Gabaldón Lozano ¹² ,	Juan Herrera Coronado ¹⁴ ,	Ana E. Santamaría Figueroa ² .
Emídio Moreiras do Santos ⁵ ,	Francisco Guil Celada ⁹ ,	Sergio O. Pinedo Valero ¹² ,	M ^a Jesús Palacios González ¹⁵ ,	

¹ Fundação CBD-Habitat (FCBDH). C/ Ángel Hernández, 13. 28002 Madrid, Espanha.

² WWF Espanha. Associação para a Defesa da Natureza (WWF/ADENA). Gran Vía de San Francisco, 8-D. 28005 Madrid, Espanha.

³ Instituto Conjunto de Investigación em Biodiversidade (IMIB, UO/CSIC/PA). C/ Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n 33600 Mieres, Universidade de Oviedo. Astúrias, Espanha.

⁴ Faculdade de Ciências Ambientais, Universidade Checa de Ciências da Vida, Praga, Chequia.

⁵ Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF). Direção Nacional de Gestão do Programa de Fogos Rurais. Avenida da República, 16 a 16B - 1050-191 Lisboa, Portugal.

⁶ WWF Portugal. Associação Natureza Portugal (ANP). Rua Adriano Correia de Oliveira, 4 A. 1990-083 Lisboa, Portugal.

⁷ União de Pequenos Agricultores e Ganadeiros (UPA). C. de Agustín de Betancourt, 17, 28003 Madrid, Espanha.

⁸ Instituto de Investigación em Recursos Cinegéticos (I.R.E.C.- CSIC-Universidade de Castilla-La Mancha). Rda. de Toledo, 12. 13005, Ciudad Real, Espanha.

⁹ Subdireção-Geral da Biodiversidade Terrestre e Marinha. Direção-Geral da Biodiversidade, Bosques e Desertificação. Ministério para a Transição Ecológica e o Desafio Demográfico (MITERD). Plaza San Juan de la Cruz, 10 28071 Madrid, Espanha.

¹⁰ Centro de Investigación em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO). Universidade do Porto, Campus de Vairão, Rua Padre Armando Quintas. 4485-661 Vairão, Portugal.

¹¹ Instituto Nacional de Investigación Agrária e Veterinária (INIAV). Av. da República, Quinta do Marquês, 2780-157 Oeiras, Portugal.

¹² Serviço de Caça e Pesca. Vice-secretaria do Meio Ambiente. Secretaria de Desenvolvimento Sustentável. Castilla La-Mancha Avda. Rio Estenilla S/N. 45071. Toledo, Espanha.

¹³ Instituto de Estudos Sociais Avançados (IESA-CSIC). Campo Santo de los Mártires, 7. 14004 Córdoba, Espanha.

¹⁴ Real Federação Espanhola de Caça (RFEC). C. de Francos Rodríguez, 70, 28039 Madrid, Espanha.

¹⁵ Secretaria de Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Sustentável. Junta da Estremadura. Avenida Luis Ramallo, s/n, 06800 Mérida, Badajoz, Espanha.

¹⁶ Secretaria de Gestão Forestal e Mundo Rural. Junta da Estremadura. Avenida Valhondo, s/n, Edifício Mérida III Milenio, Módulo 1, 4ª Planta, 06800 Mérida, Badajoz, Espanha.

¹⁷ Instituto de Biologia da Conservação (IBiCo). Espanha.

¹⁸ Departamento de Sistemas e Recursos Naturais. E.T.S. Engenharia Florestal e Ambiental. Universidade Politécnica de Madrid. C. de José Antonio Novais, 10. 28040, Madrid, Espanha.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado em colaboração e com o contributo de muitas pessoas, "sobre os ombros de gigantes". Por isso, devemos um agradecimento especial aos parceiros, colegas, colaboradores e amigos do LIFE Iberconejo, pois todos partilhámos conhecimentos, experiências e aprendizagens, sendo os seguintes co-autores, em maior ou menor grau.

Dos parceiros LIFE Iberconejo:

- Laura Vay, Anaïs Martín, Tamara Burgos, Guillermo Prudencio, Javier Hernández, Antón Álvarez, Alfonso Moreno, Laura Moreno, Enrique Segovia (WWF-Espanha).
- Nuria ElKhadir, Javier Oria, Samuel Pla, Manuel Martín, Paddy G. Flavell, Fernando de Antonio, Alejandro Rebollo (Fundação CBD-Hábitat, FCBDH).
- Paulo Célio, Marisa Rodrigues, Nelson Fernandes (CIBIO-FCUP).
- Rafael Villafuerte, Miguel Delibes-Mateos (CSIC-IESA).
- Pelayo Acevedo, Davide Carniato, Sonia Illanas (IREC-UCLM).
- Fábio Abade, Ana I. Simões (INIAV).
- Vasco da Silva (WWF-Portugal).

De particular importância foi a colaboração das administrações portuguesas e espanholas:

- Olga Martins, Jose Calado, João Alves (ICNF, Portugal).
- Pablo Bernardos, Mencía Serrano, Daniel Toro, Luis J. Romero, Germán Cáceres, Monserrat Agüero (MAPA, Espanha).
- Francisco Hueso, Jesús Gonzalvez (Extremadura).
- Antonino Sanz, Guillermo Ceballos, Tirso Espada, Esperanza Jiménez (Andaluzia).
- Josep M^a López, Francesc C. Armengol (Catalunha).
- Esperanza Ursúa (Navarra).
- Juan Miguel Burgui, Julia Cervero (Valência).
- Enrique Barreñada, Sandra Agudín (Madrid).

Outros contribuintes valiosos foram:

- Carlos Rouco (Univ. Córdoba).
- Rodrigo Julián Fuentes, Juan Francisco Ruiz Alba (FomeCam s.l.)
- Oskar Berdión (ArabaCaza, País Vasco).
- Rubén Marín (GAN-NIK, Navarra).
- Isabel Grijalvo (Agroseguro s.a.).
- Carlos Cuellar (GREFA).
- Francisco J. García (SOS Coelho).
- Yolanda Cortés (Fundação Biodiversidad).
- Luis Barrios (LIFE Lynxconnect).

Por último, o nosso agradecimento aos proprietários, gestores, guardas, agentes ambientais, caçadores, agricultores e ganadeiros das herdades, parcelas, reservas de caça de Espanha e zonas de caça de Portugal, muitos dos quais com acordos de colaboração com as administrações e ONG, onde se realizaram os trabalhos de gestão dos habitats, aprendizagem e implementação das boas práticas que estamos a seguir. Especialmente a Paula Torán Sanz (Las Suertes), Rafael Final (El Castañar), Javier Jaime (Carniceros), Oscar Almodóvar (Las Tiesas), Jesús Vélez (Valbuena) e às restantes 50 zonas de caça que colaboram com a LIFE Iberconejo e com outros projetos.



Conteúdos

Introdução.....	7	Financiamento.....	50
Antecedentes.....	8	Fundamentação.....	53
Problemáticas.....	9	Indicadores.....	54
Objectivos e Apoio da União Europeia.....	11	Referências.....	55
Metodologia.....	13	Fotos ilustrativas.....	56
Resultados.....	16	Capítulo 1.4. Fatores e gestão do habitat. Alimento.....	58
Referências.....	19	Objetivos.....	59
Capítulo 1.1. Fatores e gestão do habitat. Conservação da vegetação mediterrânica.....	21	Descrição das medidas.....	59
Objetivos.....	22	Especificações técnicas.....	60
Descrição da medida.....	22	Financiamento.....	62
Especificações técnicas.....	23	Fundamentação.....	64
Financiamento.....	27	Indicadores.....	65
Fundamentação.....	29	Referências.....	66
Indicadores.....	33	Fotos ilustrativas.....	67
Referências.....	34	Capítulo 1.5. Fatores e gestão do habitat. A água.....	68
Fotos ilustrativas.....	37	Objetivos.....	69
Capítulo 1.2. Fatores e gestão do habitat. Ecótonos.....	39	Descrição das medidas.....	69
Objetivos.....	40	Especificações técnicas.....	69
Descrição das medidas.....	40	Financiamento.....	71
Especificações técnicas.....	40	Fundamentação.....	72
Financiamento.....	42	Indicadores.....	73
Fundamentação.....	43	Referências.....	74
Indicadores.....	44	Fotos ilustrativas.....	75
Referências.....	45	Capítulo 2.1. Gestão do habitat. Sementeiras de colheitas.....	76
Fotos ilustrativas.....	46	Objetivos.....	77
Capítulo 1.3. Fatores e gestão do habitat. Matos e prados.....	47	Descrição das medidas.....	77
Objetivos.....	48	Especificações técnicas.....	80
Descrição das medidas.....	48	Financiamento.....	82
Especificações técnicas.....	49	Fundamentação.....	84

Indicadores.....	85	Especificações técnicas.....	126
Referências.....	86	Financiamento.....	130
Fotos ilustrativas.....	88	Fundamentação.....	131
Capítulo 2.2. Gestão do <i>habitat</i>. Áreas de aceiro.....	90	Indicadores.....	134
Objetivos.....	91	Referências.....	135
Descrição das medidas.....	91	Fotos ilustrativas.....	138
Especificações técnicas.....	92	Capítulo 3.3. Repoblaciones. Cercas.....	139
Financiamento.....	93	Objetivos.....	140
Fundamentação.....	94	Descrição da medida.....	140
Indicadores.....	94	Especificações técnicas.....	142
Referências.....	95	Financiamento.....	144
Fotos ilustrativas.....	96	Fundamentação.....	145
Capítulo 2.3. Gestão do <i>habitat</i>. Queimadas controladas e áreas queimadas.....	97	Indicadores.....	147
Objetivos.....	98	Referências.....	148
Descrição das medidas.....	98	Fotos ilustrativas.....	150
Especificações técnicas.....	99	Capítulo 4.1. Medidas sanitárias. Doenças e vacinações.....	151
Financiamento.....	101	Objetivos.....	152
Fundamentação.....	102	Descrição da medida.....	152
Indicadores.....	103	Especificações técnicas.....	157
Referências.....	104	Financiamento.....	159
Fotos ilustrativas.....	106	Fundamentação.....	160
Capítulo 3.1. Marouços, abrigos e proteção.....	107	Indicadores.....	163
Objetivos.....	108	Referências.....	164
Descrição das medidas.....	108	Fotos ilustrativas.....	167
Especificações técnicas.....	110	Capítulo 5.1. Infraestruturas de transporte e passagens subterrâneas.....	168
Financiamento.....	112	Objetivos.....	169
Fundamentação.....	114	Descrição das medidas.....	169
Indicadores.....	117	Especificações técnicas.....	170
Referências.....	117	Financiamento.....	172
Fotos ilustrativas.....	120	Fundamentação.....	173
Capítulo 3.2. Repoblaciones. Introdução de coelhos.....	122	Indicadores.....	174
Objetivos.....	123	Referências.....	175
Descrição da medida.....	123	Fotos ilustrativas.....	176

Capítulo 6.1. Gestão cinegética para a promoção do coelho-bravo.....	178
Objetivos.....	179
Descrição das medidas.....	179
Especificações técnicas.....	182
Financiamento.....	185
Fundamentação.....	186
Indicadores.....	191
Referências.....	192
Fotos ilustrativas.....	196
Capítulo 6.2. Gestão cinegética para prevenção de danos.....	198
Objetivos.....	199
Descrição das medidas.....	199
Especificações técnicas.....	203
Financiamento.....	207
Fundamentação.....	208
Indicadores.....	212
Referências.....	213
Fotos ilustrativas.....	216
Capítulo 7.1. Medidas preventivas para a gestão cinegética. Caça com furão.....	218
Objetivos.....	219
Descrição da medida.....	219
Especificações técnicas.....	219
Financiamento.....	221
Fundamentação.....	222
Indicadores.....	223
Referências.....	225
Fotos ilustrativas.....	226
Capítulo 7.2. Medidas de prevenção por reação de aversão. Inibidores.....	227
Objetivos.....	228
Descrição da medida.....	228
Especificações técnicas.....	228
Financiamento.....	230
Fundamentação.....	230

Indicadores.....	231
Referências.....	232
Fotos ilustrativas.....	233
Capítulo 7.3. Medidas de prevenção de barreira física. Vedações de exclusão e protetores.....	234
Objetivos.....	235
Descrição das medidas.....	235
Especificações técnicas.....	236
Financiamento.....	238
Fundamentação.....	239
Indicadores.....	240
Referências.....	241
Fotos ilustrativas.....	242
Bibliografia.....	243



INTRODUÇÃO

O coelho-bravo, silvestre ou europeu (*Oryctolagus cuniculus* L.) é uma espécie endémica da Península Ibérica e uma espécie-chave nos ecossistemas mediterrânicos, onde desempenha um papel fundamental como presa de mais de 40 espécies de predadores (como o lince ibérico, a águia imperial e outros carnívoros e aves de rapina). É também um verdadeiro “engenheiro de ecossistemas”, com uma grande capacidade de modificar o seu ambiente e, conseqüentemente, a disponibilidade de recursos para si e para outras espécies, influenciando a vegetação, o solo e outros vertebrados e invertebrados. É também de grande interesse socioeconómico por ser uma das principais espécies de caça menor, mas também por ser a espécie de vertebrado que mais danos causa à agricultura.

No projeto **LIFE Iberconejo** (LIFE20 GIE/ES/000731), liderado pela WWF Espanha, participaram 15 entidades como parceiros, incluindo todos os sectores interessados: administrações públicas, cientistas, conservacionistas, agricultores e caçadores, com o objetivo de procurar soluções para os problemas de gestão da espécie.

O projeto LIFE Iberconejo **visa** implementar um sistema de governação para a gestão do coelho à escala da Península Ibérica. Durante a implementação do projeto, todos os atores chave e administrações com competências na gestão da espécie foram progressivamente envolvidos, para além dos inicialmente envolvidos no projeto, constituindo o Comité Ibérico de Coordenação do Coelho-Bravo (ERICC, na sua sigla em inglês: European Rabbit Iberian Coordination Committee). O objetivo é dispor de uma estrutura de governação independente, que assegure a continuidade das atividades.

O primeiro desafio do projeto consistiu em determinar o estado das populações de coelhos, o seu estado sanitário e os prejuízos para a agricultura

na Península Ibérica, ponto de partida essencial para uma boa gestão da espécie. Para o efeito, foi concebida e promovida a adoção coordenada de protocolos de acompanhamento normalizados. Simultaneamente, foi realizado um trabalho de compilação das melhores práticas de gestão regionais, quer para a promoção das populações, quer para a redução dos danos na agricultura, aspetos que são incluídos neste trabalho.



Figura 1. O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) é uma espécie endémica da Península Ibérica, uma espécie-chave, presa de muitos predadores, engenheiro de ecossistemas e de elevado interesse socioeconómico (foto FCBDH).

ANTECEDENTES

Parte dos esforços de conservação de algumas espécies ameaçadas, emblemáticas e “porta-estandarte”, como o lince ibérico (*Lynx pardinus*), a águia imperial ibérica (*Aquila adalberti*) e outras, têm-se centrado na recuperação das populações de coelho-bravo, enquanto espécie-presa fundamental. A produtividade destes predadores e as suas taxas de sobrevivência dependem da densidade de coelhos.

Além disso, a contribuição do sector cinegético para a conservação e a melhoria dos *habitats* do coelho foi muito significativa, dada a importância económica da espécie nesta atividade.

Por outro lado, algumas populações ibéricas de coelhos-bravos têm densidades elevadas e podem causar danos na agricultura, em infraestruturas e outros tipos de prejuízos. Estas populações são consideradas sobreabundantes (mas não invasoras ou pragas) e podem ser objeto de gestão e controlo através de medidas de prevenção.

Para além do seu papel como espécie de presa ou de caça, o coelho-bravo merece destaque por direito próprio. A monitorização das populações na Península Ibérica tem-se caracterizado por uma falta de metodologias comuns entre regiões, o que tem dificultado a gestão e alimentado os conflitos entre humanos e vida selvagem. A coordenação, a monitorização à escala ibérica (das populações, do estado sanitário e dos danos) e as boas práticas de gestão devem, portanto, ser desenvolvidas (Pérez de Ayala *et al.*, 2024).



PROBLEMÁTICAS

Como já foi referido, o coelho é uma espécie endémica, espécie-chave e engenheiro da floresta mediterrânica (Delibes-Mateos *et al.*, 2007, 2008). No entanto, devido a alterações nos habitats e a duas doenças virais introduzidas (mixomatose e doença hemorrágica viral)¹, as populações ibéricas diminuíram 90% nos últimos 70 anos e 70% no período 2008-2018. Por este motivo, a espécie é considerada pela UICN como “em perigo de extinção”, segundo o critério de uma redução populacional superior a 50% (Villafuerte, R. e Delibes-Mateos, M. 2019; UICN, 2019)². Em grande escala, a distribuição na Península Ibérica é a original, mas em menor escala existe uma heterogeneidade espacial e temporal, com regiões com densidades muito baixas ou nulas, outras com altos e baixos e até algumas com densidades elevadas³. Em linhas gerais, o coelho está em declínio em 70% do território ibérico, estável em 20% e a aumentar em 10% do território (UICN, 2019).

Assim, de um modo geral, o coelho é uma espécie com tendência para o declínio populacional. A gestão do *habitat* é uma das ações mais úteis para a sua promoção. Neste sentido, as ações de gestão populacional estão bem estabelecidas tanto em Portugal como em Espanha, mas têm tido um sucesso misto, tendo-se verificado nas últimas duas décadas uma tendência para a gestão integrada (do habitat e do próprio coelho-bravo).

1 As populações de coelhos sofreram uma redução generalizada, principalmente em consequência da perda de habitat ótimo e da mixomatose e da doença hemorrágica do coelho (e.g. Muñoz, 1960; Villafuerte *et al.*, 1995). Num cenário mais vasto, as alterações climáticas poderão agravar ainda mais a dupla questão das espécies-chave e dos danos, com alterações nas distribuições e parâmetros demográficos (e.g. Tablado & Revilla, 2012).

2 Está catalogado como Vulnerável (VU) em Espanha (Atlas y Libro Rojo de Mamíferos de España, 2006; Villafuerte *et al.* 2009) e em Portugal (Mira *et al.*, 2023). Além disso, 25% das espécies de lagomorfos estão, de alguma forma, ameaçadas.

3 Inferido em parte por dados estatísticos de caça, que têm o potencial de serem usados como um índice de abundância regional, devido à sua disponibilidade e longo prazo em grandes áreas geográficas; alcançando relações entre espécies e habitats (Fernández-López *et al.*, 2024).

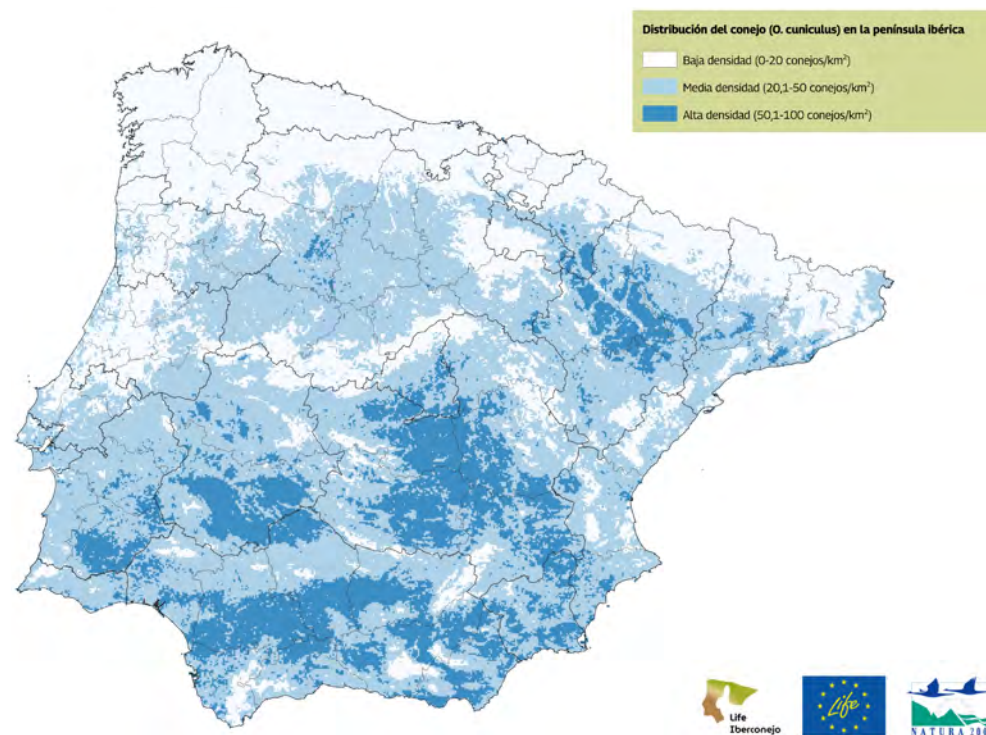


Figura 2. Mapa hierárquico integrado da distribuição da abundância de coelho-bravo na Península Ibérica, de acordo com os resultados do projeto LIFE Iberconejo. Valores claros: mínimo (0,001 coelhos/ha) & Valores escuros: máximo (~ 1,6 coelhos/ha), estimativa em grande escala. (fig. J. Fernández-López, IREC-CSIC, 2025).

Apesar da tendência geral de diminuição das populações ibéricas de coelho-bravo, local e regionalmente podem existir sobreabundâncias que causam **danos** em culturas, infraestruturas ou outros tipos de danos (e.g.,⁴ centrais fotovoltaicas, sítios arqueológicos, caminhos de gado, flora e *habitats*, saúde humana, etc.). O coelho é o vertebrado que causa os maiores prejuízos económicos à agricultura em Espanha, tendo sido por vezes tratado como uma “praga”. Estas zonas de sobreabundância, mais do que pragas, geram danos e conflitos sociais entre agricultores, caçadores, seguradoras, administrações (caça, biodiversidade e infraes-

⁴ *Exempli gratia* (por exemplo).

truturas) e conservacionistas. Os conflitos entre os seres humanos e a vida selvagem não são exclusivos desta zona, e a redução dos conflitos é benéfica para a sociedade no seu conjunto e para os serviços ecossistémicos⁵. Compreender os fatores que desencadeiam estas sobreabundâncias e possíveis medidas de prevenção ou mitigação é igualmente um objetivo da gestão do coelho-bravo. Em Espanha, os danos aumentaram significativamente desde o início do século XXI, enquanto que em Portugal, atualmente, quase não se registam danos. O equilíbrio das populações de algumas espécies constitui um desafio de gestão, tendo em conta o limiar de danos toleráveis em cada território.

Por outro lado, muitos intervenientes sociais estão envolvidos na gestão do coelho-bravo e as **perceções** diferem de acordo com o papel percebido ou com os interesses económicos, sociais ou ambientais. Estas diferenças podem dar origem a conflitos, dificultando a aplicação de medidas de gestão. Conhecer a opinião destes intervenientes é um aspeto fundamental para uma melhor tomada de decisão e isto foi feito no LIFE Iberconejo, com uma análise da perceção social e, para cada medida proposta, analisando a aceitação social que tem (Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas, IESA-CSIC, 2024).

Devido à diversidade das funções do coelho, a conservação, a promoção ou os danos têm impacto nos ecossistemas, nos *habitats*, nos predadores e na gestão. Além disso, esta última pode ser complicada pelo facto de existirem **duas subespécies** na península (*O.c. algirus* y *O.c. cuniculus*), que podem exigir uma gestão diferente. Assim, de um modo geral, algumas populações de *O.c. algirus* precisam de ser conservadas e promovidas (e, por exemplo, geridas em conjunto com a recuperação do lince ibérico ou com caçadores), enquanto alguns *O.c. cuniculus* estão relacionados com danos nas culturas.

⁵ A humanidade depende da natureza para obter muitos recursos, como alimentos, minerais, água potável e ar, mas também tira partido das funções dos ecossistemas, por exemplo, a polinização ou o controlo de pragas. Estes e outros benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas são conhecidos como serviços ecossistémicos.

Distribución aproximada de las dos sub-especies parápatricas de conejo salvaje (*Oryctolagus cuniculus*) en la Península Ibérica (Carneiro et al., 2009)



Figura 3. Distribuição das duas subespécies de coelho-bravo em Espanha e Portugal (Carneiro et al., 2009). Exemplar de *O. c. cuniculus* (foto M.A. Escudero & R. Villafuerte).



Figura 4. Atualmente, a distribuição do lince ibérico coincide com a do *O.c. algirus*, que é a que mais necessita de conservação e promoção (fig. Emídio Santos e Inês Vasco, ICNF Portugal & foto D. Burón & R. Villafuerte).

Consequentemente, o coelho-bravo tornou-se o paradigma de um problema ecológico e económico na Península Ibérica com duas faces: ou a escassez (com conflitos ecológicos e cinegéticos) ou a superabundância (com conflitos económicos, principalmente agrícolas, mas também com outros).

Finalmente, para aumentar a complexidade, o coelho, como espécie, é um paradoxo de conservação: perseguido como “praga” em algumas das suas áreas nativas (Delibes-Mateos *et al.*, 2011), uma espécie invasora fora da sua área de distribuição nativa (Thompson & King, 1994), mas ameaçada na sua área de distribuição original (Lees & Bell, 2008). O coelho-bravo está ameaçado de extinção na Península Ibérica, enquanto noutros 29 países (UICN, 2019) e partes do mundo tem populações introduzidas (Tedeschi *et al.*, 2024). O coelho seria uma das 36 espécies de mamíferos não autóctones (introduzidos) ameaçados na sua área original, mas talvez a única *espécie-chave* que está ameaçada e é também uma praga, invasora e prejudicial. Isto pode significar que lhe é prestada menos atenção na sua área original ou nativa.

OBJETIVOS E APOIO DA UNIÃO EUROPEIA

O **Programa LIFE** é o instrumento financeiro da União Europeia (UE) dedicado exclusivamente ao ambiente e à ação climática. Desde 1992, co-financiou mais de 6.000 projetos em toda a UE e nos países parceiros. A Comissão Europeia aumentou o financiamento em quase 60 % para o período 2021-2027, que ascende agora a mais de 5,43 mil milhões de euros (Navarro *et al.*, 2024). As subvenções financiadas são geridas pela Agência de Execução Europeia do Clima, das Infraestruturas e do Ambiente (CINEA). O projeto LIFE Iberconejo foi dotado de mais de 2,1 milhões de euros, com um cofinanciamento de 45% dos parceiros.

A gestão do coelho no âmbito do projeto LIFE Iberconejo abrange os seguintes **objetivos**:

- Identificar medidas ou ações sobre o coelho-bravo (na dupla vertente de promoção e prevenção de danos) a implementar à escala ibérica.
- Reconhecer o financiamento destas medidas, para aplicação a uma grande escala espacial e temporal.

- Incorporar medidas de conservação e promoção nos planos de gestão dos espaços da **Rede Natura 2000 (RN2000)** onde o coelho se comporte como uma espécie-chave nos ecossistemas.
- Contribuir para os planos de gestão dos espaços da RN2000 onde a espécie está presente.
- Desenvolver um protocolo normalizado para o manuseamento e gestão do coelho-bravo no que respeita à conservação, promoção e prevenção de danos.
- Contribuir para melhorar o estado de conservação da espécie, com o objetivo de atingir o critério de “vulnerável” (UICN).

A **RN2000** é a rede ecológica europeia de áreas de conservação da biodiversidade e constitui o principal instrumento de conservação da natureza na UE. É a espinha dorsal da conservação das espécies e dos *habitats* na Europa. Os seus **objetivos** são assegurar a sobrevivência a longo prazo das espécies e dos tipos de *habitats* europeus, ajudando a travar a perda de biodiversidade. Em Espanha, a Rede cobre uma superfície de mais de 138 301 km², o que representa 27,35% do território; e em Portugal, a superfície protegida cobre mais 19 000 km², o que representa 21,8% do território continental ([Barómetro](#) Natura 2000). No entanto, a Rede ainda não está completa, nem em Espanha nem em Portugal.

Nas últimas décadas verificaram-se fortes alterações nos *habitats* ibéricos, sendo o uso do solo um fator crítico para a conservação do coelho a longo prazo (Delibes-Mateos *et al.*, 2010), com uma maior homogeneidade da paisagem como consequência da intensificação agrícola e do emparcelamento, por um lado, e do abandono rural e florestal, por outro. Muitas espécies foram afetadas, incluindo o coelho-bravo, sendo as alterações do *habitat* a principal causa da perda de biodiversidade (Jaureguiberry *et al.*, 2022).

As mudanças de gestão e de habitat têm sido diversas, em parte como consequência da **Política Agrícola Comum (PAC)**, cujo principal objetivo original era absolutamente produtivista (Navarro & López-Bao, 2018). A última programação alargou consideravelmente a abordagem, através de uma visão multifuncional da agricultura, apoiando métodos de produção mais sustentáveis e incorporando medidas agro-ambientais que contribuem para a conservação da biodiversidade. A atual PAC (2023-2027) tem, entre outros, os **objetivos** de garantir um rendimento justo aos agricultores; agir contra as alterações climáticas; proteger o ambiente; preservar as paisagens e a biodiversidade; manter zonas rurais dinâmicas ou impulsionar o conhecimento e a inovação (**Figura 5**). Desta forma, a PAC pode servir como fonte de apoio e financiamento para a conservação, promoção e gestão do coelho-bravo, incluindo a prevenção de danos nas culturas.



Figura 5. Objetivos da PAC 2023-2027, apoiando métodos de produção mais sustentáveis e medidas agro-ambientais que contribuam para a conservação da biodiversidade.

As boas práticas de gestão (promoção e prevenção de danos), identificadas no âmbito do LIFE Iberconejo, podem ser implementadas com modificações das práticas agrícolas normais e integradas na gestão da RN2000. Uma possível via de apoio e financiamento poderia ser através do reforço da condicionalidade da PAC e do desenvolvimento de medidas agro-ambientais, respetivamente. A PAC pode representar um desafio, mas também oportunidades, como as Boas Condições Agrícolas e de Meio Ambiente (BCAM) e os eco-regimes. O impacto ambiental do Plano Estratégico da PAC (PACS) implicou, em termos regulamentares, uma maior contribuição para o ambiente e a ação climática ($\geq 40\%$ da despesa). Inicialmente, cerca de 25% dos pagamentos anuais aos agricultores estariam ligados a compromissos ambientais e climáticos; e pelo menos 35% dos fundos de desenvolvimento rural teriam de ser afetados a medidas relativas ao clima, à biodiversidade, ao ambiente e ao bem-estar dos animais, o que daria um contributo considerável para os objetivos do Pacto Verde Europeu.

No entanto, desde janeiro de 2024, a atual PAC deixou parcialmente de condicionar a receção de apoio público a práticas que promovam a sustentabilidade agrícola e de limitar o número de inspeções às normas sociais e ambientais. Assim, por exemplo, os requisitos em matéria de diversificação, rotação de culturas e pousio das terras foram reduzidos, ou a BCAM 8 foi parcialmente revogada. Esta BCAM foi particularmente importante, pois estabeleceu uma percentagem mínima de terras agrícolas para a conservação da biodiversidade, que foi eliminada (WWF España, 2024; Navarro & López-Bao, 2024). Por conseguinte, a PAC pode ser dinâmica, tem vindo a adaptar-se aos desafios do sector, a novas necessidades ou pressões, e poderá sofrer novas alterações no período atual.

METODOLOGIA

O desenvolvimento geral do Catálogo teve as seguintes etapas:

- Recapitulação bibliográfica de acordo com vários indicadores (artigos científicos, literatura cinzenta, dados, relatórios, legislação, estratégias, teses, manuais, livros e outros)⁶. No total, foram registados mais de 450 documentos, 361 (bibliografia) foram consultados e 84 com conteúdo sobre a gestão do coelho-bravo, que não eram redundantes, foram selecionados.
- Avaliação das medidas de gestão (promoção e prevenção) para a sua prática. O *"Catálogo de buenas prácticas para la gestión del hábitat en Red Natura 2000: bosque y matorral mediterráneos"* (Guil y Moreno-Opo, [FCBDH](#), 2007) foi utilizado como exemplo orientador.
- Proposta de instrumentos de financiamento de ações, nomeadamente da PAC, contemplando a sua aplicação para além da RN2000, incluindo medidas de promoção e prevenção de danos.
- Cálculo dos orçamentos aproximados das medidas⁷.
- Análise da perceção social das medidas (IESA-CSIC, 2024)⁸.

6 Na área de [Resultados e Bibliografía](#) do sítio [Web](#) do Projeto LIFE Iberconejo pode encontrar mais de 450 documentos, incluindo artigos científicos, 'literatura cinzenta' (documentos não publicados e estudos publicados, não revistos por pares), legislação ou estratégias sobre a promoção e gestão do coelho-bravo.

7 Preços calculados para Espanha, que em geral podem ser 9% mais baratos em Portugal, consoante a medida, embora fortemente condicionados pelos transportes, que podem ser 15% mais caros. São fornecidos os preços unitários, as unidades e as descrições. Estes são preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024). Os preços unitários são totalmente executáveis por uma empresa contratante, ou seja, reais e válidos por vários anos (FomeCam, comunicação pessoal, 05-12-2024).

8 Para cada grupo envolvido na problemática do coelho-bravo, foram recolhidas informações sobre a perceção da situação do coelho-bravo (presente e passada); o conhecimento e a avaliação das diferentes medidas de ação; e a relação entre os diferentes intervenientes sociais, a governação e as perspetivas futuras para a espécie. Assim, foram estabelecidos os principais pontos de consenso e de divergência através dos quais se podem construir medidas e evitar potenciais conflitos (IESA-CSIC, 2024).

- Proposta geral de medidas concretas com um impacto positivo.
- Revisão pelas administrações regionais espanhola e portuguesa e pelos parceiros do projeto para possíveis adaptações.

Este Catálogo insere-se nas ações de conservação e promoção, gestão de conflitos e prevenção dos danos causados pelo coelho na agricultura, e está incluído nas normas de funcionamento do Comité Ibérico de Coordenação do Coelho-Bravo (ERICC).

Como já foi referido, o planeamento básico e a inspiração para este Catálogo é o trabalho de Guil e Moreno-Opo, realizado pela Fundação CBD-Habitat em 2007. Esta publicação renova, altera e atualiza a informação sobre boas práticas e gestão das populações do coelho, incluindo possíveis linhas de financiamento através da PAC (2023-2027). Daí o seu título: *"Catálogo de boas práticas para a gestão do coelho-bravo. Uma proposta de medidas a financiar pela PAC"*. Ambos os trabalhos abordam algumas das explorações tradicionais nos territórios da RN2000 e a sua ligação com a PAC, uma vez que esta permite ou incentiva a manutenção de certas atividades tradicionais, especialmente no chamado segundo pilar (desenvolvimento rural). Um quadro financeiro adequado poderia, pois, contribuir para a realização dos objetivos comunitários de travar a perda de biodiversidade, uma vez que as boas práticas permitem a preservação de espécies que foram consideradas ligadas aos agrossistemas, como o coelho, mas também muitas outras (perdiz, codorniz, etc.). Em suma, uma utilização compatível com a preservação da fauna e da flora, nomeadamente das espécies ameaçadas. No entanto, esse primeiro Catálogo não contemplava os problemas que o coelho causou alguns anos mais tarde; com superabundâncias e danos em 10% do território espanhol, o que é uma das originalidades do atual Catálogo.

Dois outros trabalhos de base realizados no âmbito do projeto LIFE Iberconejo contribuem para este Catálogo.

Por um lado, uma **análise das ações de promoção do coelho** (Soria, 2023) onde foram revistos 84 estudos, na sua maioria de Espanha e Portugal, não redundantes e com dois (inicialmente de promoção da população, mas alargados à prevenção de danos). Foram analisados nove grupos de medidas ou ações de promoção (fatores de *habitat*; gestão do *habitat*; marouços, abrigos e proteção; repovoamento, translocações e reforços; cercas de reprodução; medidas sanitárias; cinegética; concorrentes e predadores; e infraestruturas) e um grupo de medidas de prevenção. Assim, foram identificados 83 fatores e medidas de gestão (ou ações concretas) para o melhoramento das unidades populacionais e a prevenção dos danos. Dessas medidas, 50 foram benéficas ou positivas (cerca de 60%), 14 foram negativas (17%), 13 não tiveram qualquer efeito (16%) e 6 foram duvidosas (7%).

Por outro lado, o trabalho sobre a revisão do financiamento da gestão e conservação do coelho através da **PAC 2023-2027** (Navarro, 2024) tem sido substancial. Com base numa revisão da literatura científica e técnica, foram selecionadas 28 medidas de gestão ou conservação do coelho de eficácia comprovada, para as quais foram estudadas possíveis vias de apoio ou financiamento no âmbito da PAC durante o período de programação 2023-2027, tanto em Portugal como em Espanha (**Tabela 2**).

No âmbito do **Plano Estratégico para a PAC em Espanha (PE-PAC)**, 19 intervenções e 4 boas práticas agrícolas ou ambientais podem ser utilizadas para este fim. Entre todas elas, é possível financiar todas e cada uma das medidas selecionadas na revisão. As intervenções da PAC que permitem a realização do maior número de medidas de gestão do coelho seriam as Ajudas aos investimentos não produtivos em explorações agrícolas ligados à atenuação das alterações climáticas e à adaptação às mesmas, à utilização eficiente dos recursos naturais e à biodiversidade (código 6844),

os investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural (6871) e a cooperação para o ambiente (7165). Entre as medidas 6844 (22) e 6871 (20), 24 (85,7%) das 28 medidas de gestão dos coelhos podem ser executadas, enquanto a medida 7165 permitiria a execução de 21 delas (75%). Isto deve-se à sua abordagem e conceção, uma vez que se centram no ambiente e no clima, e na participação de outros intervenientes para além da inclusão de pessoas envolvidas em atividades agrícolas produtivas. No entanto, nenhuma Comunidade Autónoma (CCAA) peninsular programou todas as intervenções da PAC disponíveis para a gestão do coelho no seu território. E mesmo quando estão programadas, apresentam limitações à sua utilização por pessoas singulares e coletivas privadas, entre outras limitações. No entanto, a maioria das CCAA (12; 80%) está em condições de executar 24 (85,7%) ou mais das medidas de gestão do coelho apoiadas pela PAC, incluindo metade delas (6), todas elas. Por conseguinte, em 40% das CCAA peninsulares, todas as medidas de gestão do coelho podem ser executadas através da PAC.

A mesma análise foi efetuada em Portugal (Navarro, A. & Mattos B., 2024). Como no caso de Espanha, o **PEPAC de Portugal** permite que todas as medidas de conservação e gestão do coelho sejam realizadas através das diferentes intervenções. Além disso, embora haja um zoneamento parcial de intervenções (9/24), 7 das quais não estão disponíveis em todas as regiões e distritos continentais, todas as medidas de gestão do coelho podem ser implementadas em todos eles. Entre estas, é importante que o Pagamento na Rede Natura esteja disponível em todas os espaços da RN2000 e que exista uma provisão orçamental para pelo menos metade da superfície agrícola dentro da mesma. No entanto, as medidas com maior potencial para a gestão do coelho e da vida selvagem em geral estão subfinanciadas. Os orçamentos para as medidas Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental (C.2.1.2), Gestão da vida selva-

gem (C.3.2.7) e Proteção de espécies com estatuto e silvo-ambiental (D.2.5) carecem de uma muito necessária melhoria. Esta última, por exemplo, tem um interesse particular para o coelho, mas idealmente só está prevista (uma vez que se destina também às aves de rapina) para 1 em cada 6 hectares de *habitat* do lince ibérico.

Por outro lado, é evidente que o presente Catálogo não é uma iniciativa isolada, tendo sido revisto e desenvolvido com base em publicações e projetos anteriores. Para as medidas de conservação e promoção das populações de coelho, foram tomados como referência três documentos em particular:

- O Manual de gestão do habitat do lince ibérico (*Lynx pardinus Temminck*) e da sua principal presa, o coelho-bravo (San Miguel, A. Coord, 2014, 2ª Edição), publicado no âmbito do Projeto LIFE Iberlince.
- O Projeto SOS Coelho (WWF-Espanha, 2017) que recapitula muitas das medidas avaliadas para a promoção da espécie.
- O documento de síntese da Conferência Iberconejo sobre a promoção das suas populações (LIFE Iberconejo, 2023).

No que respeita às medidas de prevenção de danos, foram tidos em conta, nomeadamente, os seguintes aspetos:

- Os resultados do “Grupo de Trabalho para a Prevenção dos danos causados pelo coelho na agricultura”, Projeto FEADER-PNDR (Prevenco, 2021);
- O documento de síntese das Jornadas Iberconejo sobre a prevenção dos danos causados pelo coelho na agricultura (LIFE Iberconejo, 2024).

Finalmente, os resumos do projeto **Conservation Evidence** (CE), cuja metodologia foi utilizada para a elaboração deste catálogo, foram muito ilustrativos. [“A Conservação e gestão da biodiversidade basea-](#)

[da em evidências”](#) é um projeto do Departamento de Zoologia da Universidade de Cambridge que analisa publicações científicas e a eficácia de possíveis ações para conservar espécies, *habitats* ou resolver problemas de conservação. A eficácia de cada ação é avaliada através de uma escala prática e compreensível: benéfica ou positiva, prejudicial ou negativa, e indiferente ou sem efeito. A *prática baseada em evidências* (EBP, na sigla em inglês de *evidence-based practice*) ajuda a aumentar a eficácia da gestão, a otimizar os recursos financeiros e a garantir que as medidas de gestão alcançaram os resultados esperados. Esta iniciativa surge da necessidade de tornar os dados científicos acessíveis para a tomada de decisões e a gestão da conservação. A CE indica, a título de exemplo, que apenas 23% das decisões de gestão no Reino Unido recorreram a publicações científicas e apenas 10% na Austrália (Conservation Evidence, 2020). Salienta também a necessidade de rever a existência de conhecimentos prévios, uma vez que, apesar do grande número de artigos científicos publicados, existem ainda grandes diferenças nos estudos entre os taxa e 25% das ações não apresentam provas suficientes.

Este Catálogo, em particular, inspirou-se no formato e estilo da CE para as secções “Fundamentação”, utilizando mensagens-chave e classificando o objetivo das medidas (Conservação e Promoção vs. Controlo de superabundâncias). No que respeita à revisão da literatura, tal como recomendado pela CE, foram utilizados, na sua maioria, estudos efetuados na área de distribuição nativa da espécie: Espanha, Portugal e parte de França.

Em suma, a ideia geral foi gerar um documento que permita o acesso ao conhecimento relevante para apoiar as decisões de gestão, compilando um conjunto de medidas, as evidências para as validar e as possíveis fontes de financiamento para as implementar.

RESULTADOS

A estrutura deste Catálogo responde às principais linhas de gestão abordadas no LIFE Iberconejo, podendo encontrar-se 28 medidas cuja implementação adequada significa um benefício para o ambiente e para as pessoas. Estas são apresentadas em 18 capítulos, com algumas medidas agrupadas (**Tabela 1**).

Tabela 1. Medidas para a conservação ou de gestão do coelho-bravo

Categorias (10)	Medidas (28)	Capítulos onde são desenvolvidas (18)
Fatores do habitat e gestão do habitat	Conservação da vegetação mediterrânica	1.1. Conservação da vegetação mediterrânica
Fatores do habitat & Gestão do habitat	Geração ou manutenção de ecótonos	1.2. Ecótonos
Fatores do habitat & Gestão do habitat	Mistura de matos e prados	1.3. Matos e prados
Fatores do habitat & Gestão do habitat	Espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada	1.3. Matos e prados
Gestão do habitat	Abertura de pastagens naturais em zonas de mato	1.3. Matos e prados
Fatores do habitat	Disponibilidade de alimento	1.4. Alimento
Gestão do habitat	Pontos de alimentação suplementar	1.4. Alimento
Fatores do habitat	Disponibilidade de pontos naturais de água	1.5. Água
Gestão do habitat	Pontos de água suplementar	1.5. Água
Gestão do habitat	Plantação de culturas de cobertura	2.1. Culturas
Gestão do habitat	Abertura de aceiros	2.2. Áreas de aceiro
Gestão do habitat	Queimadas controladas e áreas queimadas	2.3. Queimadas controladas e áreas queimadas

Categorias (10)	Medidas (28)	Capítulos onde são desenvolvidas (18)
Fatores do habitat	Disponibilidade de abrigos	3.1. Marouços, abrigos e proteção
Marouços, abrigos e proteção	Marouços artificiais	3.1. Marouços, abrigos e proteção
Marouços, abrigos e proteção	Áreas com cobertura de mato baixa a média e disponibilidade de prados	3.1. Marouços, abrigos e proteção
Repovoamento, translocações e restocking	Introdução de indivíduos	3.2. Repovoamentos. Introdução de indivíduos
Cercas de reprodução	Cercas de reprodução e vedação da parcela	3.3. Repovoamentos. Cercas
Medidas sanitárias (gerais)	Vacinação	4.1. Vacinações e doenças
Infraestruturas	Infraestruturas de transporte	5.1. Infraestruturas de transporte e passagens subterrâneas
Infraestruturas	Passagens subterrâneas	5.1. Infraestruturas de transporte e passagens subterrâneas
Atividade cinegética	Gestão Cinegética	6.1. Gestão cinegética para a promoção
Atividade cinegética	Diminuição ou adequação da pressão cinegética	6.1. Gestão cinegética para a promoção
Predadores e concorrentes	Exclusão de herbívoros e javalis	6.1. Gestão cinegética para a promoção
Predadores e concorrentes	Exclusão de predadores	6.1. Gestão cinegética para a promoção
Predadores e concorrentes	Controlo de predadores	6.1. Gestão cinegética para a promoção
Medidas e fatores de prevenção de danos	Gestão cinegética (=N.º 21) para a prevenção de danos	6.2. Gestão cinegética para a prevenção de danos
Medidas e fatores de prevenção de danos	Caça com furão	7.1. Medidas preventivas para a gestão cinegética. Caça com furão
Medidas e fatores de prevenção de danos	Produtos inibidores	7.2. Medidas de prevenção da reação de aversão. Inibidores
Medidas e fatores de prevenção de danos	Vedações de exclusão	7.3. Medidas de prevenção de barreira física. Vedações de exclusão e de proteção

Além disso, as secções seguintes são desenvolvidas em todos os capítulos:

- Objetivos.
- Descrição da medida e especificações técnicas.
- Equipamento necessário, materiais, tempo de execução e condicionantes.
- Pormenores de execução (especialmente em termos de números), incluindo a perceção social.
- Possibilidade de financiamento pela PAC, com diferenciação entre Espanha e Portugal⁹, e de acordo com o tipo de intervenção.
- Uma aproximação a preços ou orçamentos.
- Fundamentação das medidas, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura consultada.
- Indicadores gerais, específicos e de eficácia.
- Referências bibliográficas do tema abordado.

Um conjunto interrelacionado de medidas consideradas neste trabalho pode ser utilizado para a gestão do coelho-bravo e do seu *habitat*. O conhecimento, baseado em provas de efeitos benéficos, prejudiciais ou nulos, e a não repetição de erros, é uma das ideias-chave para melhorar a governação na gestão do coelho-bravo. Além disso, esta experiência pode servir de modelo para melhorar a gestão de outras espécies da fauna ibérica.

Em conclusão, para o objetivo de promoção das populações, mas também de prevenção de danos, foram identificados os efeitos de medidas concretas, com uma clara orientação prática (**Tabela 2**). As mais relevantes foram:

Tabela 2. Efeito de algumas medidas de gestão do coelho-bravo

Categoria	Medidas	Efeito
Fatores do habitat	A conservação da vegetação mediterrânica, ecótonos, misturas de matos e prados, disponibilidade de abrigos, arbustos com diferentes coberturas (baixa cobertura do solo e alta cobertura aérea), disponibilidade de alimento e de pontos naturais de água	Benéfico ou positivo
	Habitats com solos duros, inundáveis, com declive acentuado, orientados para norte, pinhais ou bosques montanhosos	Prejudicial ou negativo
Gestão do habitat	Culturas de cobertura, abertura de pastagens naturais entre zonas de mato, aceiros, queimadas controladas e áreas queimadas, e pontos de alimentação e água suplementar.	Benéfico
	Limpeza total de matos e arbustos	Perjudicial
Marouços, abrigos e proteção	Diferentes tipos de marouços e abrigos artificiais: de tubos, de raízes de árvores, muitos pequenos em vez de poucos grandes, presença de outros elementos, alta densidade de marouços próximos, proximidade de outros marouços e áreas com baixa ou média cobertura de mato. Os elementos de proteção foram todos positivos	Benéfico
Repovoamento, translocações e reforços (restocking)	Com boa qualidade de habitat, culturas de cobertura, alimento e água suplementar, abrigos e marouços artificiais, exclusão de predadores, abundância média de indivíduos, boa condição corporal antes da libertação, tamanho reduzido de libertação, com remoção de coelhos no verão e libertação de outubro a março	Benéfico
	Libertações na época de reprodução	Perjudicial
	A introdução de indivíduos ou o repovoamento, a duração da quarentena antes da libertação, a sedação e o transporte durante a translocação	Sem efeito
Cercas	Acima de tudo, a vedação da parcela, mas também a proximidade de outras parcelas, cobertura intermédia de mato e o habitat adequado para a construção de marouços	Benéfico
	Densidade inicial de indivíduos de grande porte e dimensão da parcela	Prejudicial
Medidas sanitárias	A vacinação dos juvenis e boa condição corporal prévia	Benéfico
	As medidas sanitárias de vacinação eram em parte contraditórias. A vacinação em populações de baixa densidade ou em adultos; e sem efeito na prevenção de parasitas e doenças	Prejudicial ou sem efeito
	As densidades elevadas favorecem a imunidade	Benéfico
	Densidade de mosquitos e insetos, presença de ovinos e elevada pressão cinética favoreciam as duas doenças virais	Prejudicial

⁹ É aconselhável consultar os diferentes serviços regionais do ambiente e da agricultura (em Espanha e Portugal) para obter mais pormenores sobre a forma de aplicar as medidas ou ações.

Categoria	Medidas	Efeito
Atividade cinegética	Baixa pressão cinegética e gestão intensiva	Benéfico
	A temporada de caça no outono era contraditória	Sem efeito
Predadores e concorrentes	A exclusão de herbívoros, javalis e raposas. O controlo de predadores	Benéfico
	Presença de javalis e raposas	Prejudicial
	Presença de veados em densidades adequadas	Sem efeito
Infraestruturas	Taludes de auto-estradas Algumas passagens subterrâneas, estreitos, junto ao pavimento e em áreas abertas	Benéfico
	Proximidade de zonas urbanas e de fossas de detritos	Prejudicial
Prevenção de danos	Vedações de exclusão, inibidores, caça com furão e os afugentadores (por vezes sem efeito).	Benéfico
	Faixa perimetral de espécies palatáveis ou aversivas, culturas de cobertura, fosso perimetral e poleiros de aves de rapina	Sem efeito

Embora exista uma extensa literatura sobre o coelho-bravo, no que respeita à gestão (promoção e prevenção) ainda há espaço para mais conhecimentos, que poderiam ser melhorados através do aumento da escala, de mais financiamento, da análise custo-eficácia ou de mais avaliações das medidas de gestão. A revisão realizada no âmbito do projeto LIFE Iberconejo analisou os efeitos das diferentes medidas de gestão e dos fatores ambientais, identificando 83 ações de pormenor médio, das quais 60% eram benéficas. Nesta base, foram identificadas 28 medidas com possíveis vias de apoio ou financiamento no âmbito da PAC 2023-2027 para Espanha e Portugal.



Figura 6. Coelhos-bravos em zonas de danos (6a) e de promoção (6b) (fotos WWF-Espanha)

REFERÊNCIAS

- Carneiro, M., Ferrand, N., & Nachman, M. W. 2009. *Recombination and speciation: loci near centromeres are more differentiated than loci near telomeres between subspecies of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. *Genetics*, 181(2), 593-606. <https://doi.org/10.1534/genetics.108.096826>
- Conservation Evidence 2020.** Departamento de Zoologia. Universidade de Cambridge. Edifício David Attenborough, Pembroke Street. Cambridge. CB2 3QZ © 2020 ConservationEvidence.com. <https://www.conservationevidence.com/>
- Delibes-Mateos, M., Redpath, S.E., Angulo, E., Ferreras, P. e Villafuerte, R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137: 149-156.
- Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. e Villafuerte, R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 17: 559-574.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Oliveros, J. and Vargas, J.M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 37: 169-176.
- Delibes-Mateos, M., Smith, A.T., Slobodchikoff, C.N. and Swenson, J.E. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: a call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144: 1335-1346.
- Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Cooke, B.D. and Alves, P.C. 2018. *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). Em: A.T. Smith, C.H.
- Fernández-López, J., Acevedo, P., Illanas, S., Blanco-Aguiar, J. A., Vicente, J., & Gimenez, O. 2024. Game target-group: Implementing inhomogeneous Poisson point process to estimate animal abundance from harvest data. *Methods in Ecology and Evolution*, 00, 1-13. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14458>
- Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. [Fundação CBD-Habitat](#), Madrid. 268 pp.
- IESA-CSIC, Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas. 2024. Análisis sobre la percepción social. Relatório Qualitativo. Entregável C2 do Projeto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).
- Jaureguiberry, P. et al. 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8: eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Lees, A.C. and Bell, D.J. 2008. A conservation paradox for the 21st century: the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Review* 30: 304-320.
- LIFE Iberconejo, 2023. Documento de síntese das [Jornadas Iberconejo](#) sobre o intercâmbio de experiências na promoção das populações de coelhos. Trujillo, 2023.
- LIFE Iberconejo, 2024. Documento de síntese das [Jornadas Iberconejo sobre prevenção](#) de danos causados pelo coelho na agricultura. Albacete, 2024.
- Mira A, Santos AE & Alves PC. 2023. *Oryctolagus cuniculus* coelho-ibérico. Em 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. https://admin.livrovermelhodosmamiferos.pt/wp-content/uploads/LIVRO-VERMELHO-MAMIFEROS_WEBv2.pdf
- Monterroso, P., Garrote, G., Serronha, A., Santos, E., Delibes-Mateos, M., Abrantes, J. et al. 2016. Disease-mediated bottom-up regulation: an emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports* 6: 36072.
- Muñoz, G. 1960. Anverso y Reverso de la Mixomatosis. Dirección Geral de Florestas, Caça e Pesca Fluvial, Madrid, Espanha.
- Navarro, A., Köhncke, A., Oliveira, T., Khrofel, M., López-Bao, J.V. 2024. Large carnivores and the EU LIFE programme. *Glob. Ecol. Conserv.*, 52: e02965. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02965>

Navarro A, & López-Bao JV. 2018. *Towards a greener Common Agricultural Policy*. Nat. Ecol. Evol, 2: 1830–1833. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0724-y>

Navarro A, & López-Bao JV. 2024. *Agribusiness undermines EU green policy*. Science, 384: 169–170. <https://doi.org/10.1126/science.ad06250>

Navarro Gómez, A., 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España*. Relatório da Ação B.8 do projeto LIFE Iberconejo.

Navarro Gómez, A. (Espanha) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Relatório do entregável da Ação B.8 do projeto LIFE Iberconejo.

Pérez de Ayala R., Prudencio G., Bernardos P., Emidio Santos A., Palacios M.J., Gabaldón LL., Sanz A., Paulo Celio, Duarte M., Delibes-Mateos M., Blanco-Aguiar J.A., Lizana V., Vasco Silva, Silvestre F., Carvalho J., Herrera J., Delgado J.M., Burgos T., Fernandez-Lopez J. e Santamaría A.E. *The rabbit beyond its role as lynx prey: improving knowledge on a keystone species*. Cat News Special Issue 17, 42–47 IUCN (2024). Em: *The Iberian lynx, rescue of an iconic species*. Edição especial da CATnews, n.º 17, verão de 2024. ISSN 1027-2992 © IUCN SSC Cat Specialist Group. Editores Christine & Urs Breitenmoser. julho de 2024. <http://www.catsg.org/index.php?id=17>

PreveCo, Grupo de Trabalho para a Prevenção de danos causados pelo coelho na agricultura, 2021. *Resultados e bibliografia*. Projeto FEADER + PNDR. [WWF-FCBDH](http://www.wwf-fcbd.org).

San Miguel, A. (Coord.) (2014 2ª Edição). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus T.) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) [Fundación CBD-Hábitat](http://www.fundacioncbd.org), Madrid.

Soria González C. Sr. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregável da Ação B.5 do projeto LIFE Iberconejo. WWF Espanha, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Tablado, Z. e Revilla, E. 2012. *Contrasting effects of climate change on rabbit populations through reproduction*. PLOS One 7: e48988.

Tedeschi, L., Lenzner, B., Schertler, A., Biancolini, D., Essl, F. e Rondinini, C. 2024. *Threatened Mammals With Alien Populations: Distribution, Causes, and Conservation*. Conservation Letters. e13069. <https://doi.org/10.1111/conl.13069>

Thompson, H.V. and King, C.M. 1994. *The European Rabbit: The History of a Successful Colonizer*. Oxford University Press, Oxford, U.K.

Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C., Lucientes, J. 1995. *Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain*. Mammalia, 59: 651–660. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.1995.59.4.651>

Villafuerte, R. e Delibes-Mateos, M. 2019. *Oryctolagus cuniculus*. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2019: eT41291A170619657. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41291A170619657.en>
Consultado em 02 de julho de 2024.

WWF Espanha. 2017a. *Fomento de poblaciones de conejo*. Cap. 2. *El conejo silvestre en España*. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. [Projeto SOS Coelho](http://www.projetososcoelho.org).

Capítulo 1.1.

FATORES E GESTÃO DO *HABITAT*

Conservação da vegetação mediterrânica



Capítulo 1.1.

FATORES E GESTÃO DO HABITAT.

Conservação da vegetação mediterrânica

OBJETIVOS

- Conservar a vegetação da **floresta mediterrânica** como *habitat* natural das populações de coelho-bravo.
- Selecionar os fatores de *habitat* adequados à vegetação mediterrânica.
- Contribuir para a recuperação da Natureza e a regeneração de ecossistemas degradados de acordo com os critérios da UE.
- Gestão do *habitat* através de medidas de recuperação para promover as populações de coelhos: revegetação, proteção e plantação de sebes e arbustos; revegetação, desbastes e desramações; densificação de montados (em Espanha e em Portugal), poda ou pastoreio regenerativo.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

A União Europeia (UE) tem como objetivo restabelecer pelo menos 30% dos *habitats* em condições favoráveis até 2030, aumentando para 60% até 2040 e 90% até 2050, com prioridade para a Rede Natura 2000 (Natura 2000); e quando uma zona se encontra em boas condições, será necessário garantir que não se deteriora. Além disso, deve haver um desenvolvimento positivo dos ecossistemas florestais e milhares de quilómetros de rios devem ser convertidos em cursos de água de fluxo livre, entre outras medidas (Parlamento Europeu, 2024)¹⁰.

¹⁰ Lei da Restauração da Natureza, o primeiro ato legislativo na história da UE que obrigará os países da UE a restaurar a Natureza e não apenas a protegê-la (Regulamento da Restauração da Natureza, 2024).

A vegetação da floresta mediterrânica é o abrigo natural e a fonte de alimento do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) e a sua gestão racional com boas práticas pode ser a melhor forma de promover as suas populações. Por um lado, devem ser conservados, na sua justa medida, os matos de vegetação potencial e os matos seriais. Por outro lado, a manutenção da estrutura característica da vegetação mediterrânica de bosque *côncavo*, em mosaicos. Várias medidas podem ser adequadas (Guil e Moreno-Opo, 2007; San Miguel *et al.*, 2014; WWF Espanha, 2017):

- Conservação e recuperação de **matos e arbustais de nível evolutivo**, altamente diversificados que se regeneram por sementes e rebentos. O mato mediterrânico pode ser natural ou uma etapa de substituição de formações de bosque. Entre as mais importantes contam-se a matagal mediterrâneo ou maquis (grande diversidade, elevada estatura, em solos ácidos, com urze, lentisco, esteva, retama, etc.), matos baixos ou garrigue (menos densa, em solos básicos, com chaparrales de quermes e outros), adelfas, tamargueiras e tamujos. A degradação deve ser evitada, a desmatação “de facto” deve ser evitada e as cargas de ungulados devem ser controladas (uma vez que muitos deles são de ramagem palatável). Um caso de gestão prática seria a revegetação dos talvegues.
- Conservação e recuperação de **sebes e comunidades de arbustos espinhosos**. O coelho-bravo gosta particularmente de construir os marouços no interior destas comunidades de espinhosas (silvas, roseiras, espinheiros, berberis, etc.). Como produtor e protetor, muitos deles acolhem outras espécies vegetais, por vezes mais palatáveis. A recuperação por plantação pode ser aconselhável, aproveitando o facto de se reproduzirem vegetativamente, mas devem ser protegidas do gado e da fauna. Dois casos particulares seriam a proteção das sebes e a plantação de sebes e de comunidades arbustivas.

- No que diz respeito à **vegetação arbórea**, os diferentes tipos de regeneração e restauração de árvores são adequados, como a revegetação em florestas rasteiras, desbastes e desramações, florestações, densificações e podas em montados (Espanha e Portugal). Regra geral, não deve exceder 25% da superfície.
- Em relação à vegetação herbácea, o **pastoreio** orientado e regenerativo é uma das melhores medidas para os prados mediterrânicos, que são adequadas para os coelhos com uma superfície entre 25% e 60% da área, mas bem distribuída. O pastoreio regenerativo é uma abordagem à gestão da pecuária que procura melhorar a saúde do solo e a biodiversidade nas zonas de pastoreio. Baseia-se no pressuposto de que o gado adequado pode ser utilizado de forma responsável para a regeneração dos ecossistemas (Global Nature, [2024](#)).

Estas medidas¹¹ são muito bem complementadas por outras medidas de gestão do *habitat* (como a desmatização seletiva de pequenas parcelas, a fertilização de prados naturais, prados artificiais, pradarias e culturas, a replantação de arbustos, matos, ecótonos, áreas de aceiro, marouços e abrigos, pontos de água e de alimentação, gestão cinegética, etc.). Além disso, o coelho pode ser uma “espécie guarda-chuva” para a vegetação mediterrânica.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- A revegetação em talvegues requer um trator com perfurador ou plantador e uma equipa de plantação.
- Para a proteção das sebes, um pastor elétrico, malhas metálicas ou protetores e uma equipa.

¹¹ Em resumo: revegetação de talvegues, proteção e plantação de sebes e comunidades arbustivas, revegetação em florestas rasteiras, desbastes e desramações, florestação, densificação de pastagens e montados, poda para a formação ou produção de pastagens e montados, ou pastoreio regenerativo. Estas medidas de acompanhamento são tratadas noutros capítulos do Catálogo.

- Para a plantação de sebes, trator com plantador ou arado de cinzel e uma equipa.
- Para a revegetação, motosserras; e um único operador qualificado pode fazê-lo, dependendo do número de pés de talhadia afetados.
- Para o desbaste e desramação, uma equipa de operadores de motosserras qualificados; picador ou martelo picador para a preparação dos resíduos.
- Para a arborização, um trator de lagartas, um martelo de corte, um cinzel, um trator agrícola com plantador e uma equipa para efetuar a plantação.
- Para a densificação de montados (Espanha e Portugal), trator com plantador e uma equipa.
- Para a poda de formação, as motosserras e um único operador qualificado podem fazê-lo, dependendo do número de pés.
- Para pastoreio, rebanho de ovelhas autóctones, redil, cães e pastor.

Época de realização e condicionantes

- As autorizações administrativas pertinentes¹², como a maior parte da gestão dos *habitats*.
- Algumas das medidas serão executadas fora da época de risco de incêndio e durante a época de crescimento da vegetação mediterrânica.
- Não deve ser efetuada qualquer gestão em comunidades protegidas pela Diretiva 92/43/CEE, nem em Áreas e Períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies da fauna ameaçadas de extinção (**Tabela 3**).

¹² É aconselhável consultar os diferentes serviços ambientais e agrícolas (Espanha e Portugal) para obter mais pormenores sobre a forma de aplicar as medidas ou ações.

Tabela 3. Restrições por Áreas e Períodos críticos para espécies ameaçadas de extinção em várias medidas de restauração e conservação da vegetação mediterrânica

Medida	Áreas e períodos críticos para espécies ameaçadas		Observações
	Trabalhos florestais fora das áreas e períodos críticos	Trabalhos florestais em áreas e períodos críticos	
Revegetação em talvegues	Novembro-fevereiro	Dezembro-janeiro	Tempo de temperamento adequado do solo
Proteção de sebes	Durante todo o ano	Outubro-janeiro	
Plantação de sebes	Novembro-fevereiro	Dezembro-janeiro	Época temperada
Revegetação	Novembro-fevereiro	Dezembro-janeiro	
Desbaste e desramação	Outubro-abril	Novembro-janeiro	Época de baixo risco de incêndio florestal
Silvicultura	novembro-março	Dezembro-janeiro	Não efetuar em comunidades de interesse (caniçais, pântanos...) ou em zonas de regeneração natural.
Densificação de montados em Espanha e Portugal	novembro-março	Dezembro-janeiro	As densidades adequadas não interferem com os prados protegidos pela Diretiva 92/43.
Podas	Novembro-fevereiro	Dezembro-janeiro	Restrições de diâmetro, 15 cm em geral

Pormenores de execução

Existe uma grande diversidade de medidas de restauração e conservação da vegetação mediterrânica, entre outras (Montoya, 1980, 1989, 1990; Guil e Moreno-Opo, 2007; APROCA-FCBDH, 2012; San Miguel et al., 2014; WWF Espanha, 2017):

- A **revegetação em talvegues** consiste na reflorestação com arbustos autóctones paralelamente aos arroios ou talvegues, com uma largura mínima de 10 metros. É feita em alta densidade (1.500 plantas de 1-2 seivas/ha), com um cultivador ou escavando cada arbusto, que é protegido com uma rede de proteção. Deverá ser repovoada com espécies correspondentes à série de vegetação (Rivas-Martínez, 1987, 2002), o que proporcionará abrigo ao coelho-bravo nestas zonas de alta produtividade e conectividade.
- Nas zonas com suficiente **galeria ribeirinha**, vegetação ripícola e matos evoluídos, a regeneração pode ser incentivada através de cercas, com pastor elétrico ou malhas metálicas, embora estas devam ser mantidas durante anos até que a regeneração esteja consolidada. A margem vegetal dos cursos de água deve ser preservada numa largura mínima de 25 metros.
- Do mesmo modo, a **proteção de sebes** por cercas de exclusão e de proteção, cujas dimensões são adaptadas ao terreno e à vegetação. As sebes vivas e as comunidades de arbustos espinhosos são elementos únicos com múltiplas funções ecológicas, e a rápida recuperação das sebes e das comunidades de arbustos é possível se houver uma presença constante de humidade. Devem ser utilizados protetores individuais de grandes dimensões, postes e malhas metálicas (de gado, cinegética, eletrossoldadas) adequados ao tipo de ungulados e de fauna presentes.
- A **plantação de sebes** é realizada com arbustos autóctones nos limites entre as parcelas, com uma largura mínima de 5 metros. É feita em alta densidade (mais de 900 plantas de 1-2 seivas / ha); com plantador ou extirpador e com descava ou amontoa. As espécies certificadas correspondentes à série vegetal, geralmente espinhosas, devem ser replantadas. Devem também ser protegidas por cercas, com pastor elétrico ou malhas metálicas, especialmente nos primeiros anos.

- A **revegetação** consiste no corte das partes mais mal formadas do tronco ou dos arbustos das árvores, reduzindo a espessura, o que permite o desenvolvimento das restantes árvores. São geralmente feitas nas *florestas rasteiras*, que são rebentos de troncos ou de raízes, muitos do género *Quercus*, que rebentam muito bem. O desuso da colheita (e.g., lenha) pode levar à estagnação do crescimento e à falta de frutificação. Por conseguinte, a revegetação é um sistema de produção e de renovação a partir do “aproveitamento da talhadia”, que pode aumentar a qualidade dos abrigos, das tocas e da produção de bolotas. Há avaliações de revegetação de rebentos de florestas de quercíneas como melhoria do abrigo e do alimento para os coelhos (Gea-Izquierdo *et al.*, 2005). O trabalho deve ser intensivo e pontual, centrado na obtenção de *habitats* de prados com matos e rebentos jovens (Guil *et al.*, 2009; WWF, 2017). Este tipo de poda deve ser adaptado ao estado de talhadia, podando os pés velhos, e o corte deve ser liso, oblíquo e próximo do tronco sem ser colado.
- O **desbaste e desramação** são tratamentos de remoção das raízes para desbastar¹³ as espessuras de pinhais monoespecíficos e assim melhorar o solo, prados, mato e reativar a sucessão vegetal. Grandes superfícies de pinhal resultantes da florestação extensiva e intensiva do século XX não foram tratadas, décadas mais tarde e são excessivamente espessas, sem vegetação arbustiva ou prados. Comportam-se como plantações monoespecíficas que contribuem pouco para a biodiversidade e evitam muitas espécies ameaçadas (Palomares *et al.*, 2001). Trata-se, nomeadamente, de zonas de baixo interesse para os coelhos, onde os herbívoros não encontram alimento. Para os primeiros cortes, são recomendadas intensida-

13 O desbaste é o principal corte de melhoramento do povoamento nos estados de repovoamento e bastio; e a desramação é o principal corte de melhoramento da massa principal nos estados de fustadio e alto fuste (S.E.C.F., 2005). De um ponto de vista económico, o desbaste é o primeiro corte da floresta, obtendo-se um produto sem valor comercial; e as desramações são cortes intermédios ao longo da vida das árvores. A maior parte dos pinhais de reflorestação não tem qualquer utilização ou exploração, razão pela qual o desbaste permite algumas utilizações.

des elevadas de até 50% dos pés. Este tipo de tratamento deve ser adaptado ao estado da massa florestal, procurando libertar as espécies de maior interesse de conservação, cortando as espécies doentes, mal formadas, dominadoras de essas espécies de interesse e dominadas sem futuro. Após a limpeza, pode ser utilizada uma trituradora para facilitar a germinação das plantas herbáceas e a decomposição da vegetação cortada.

- As **florestações** visam o restabelecimento do coberto vegetal lenhoso, quer em terras agrícolas quer em terrenos não agrícolas:
 - Por um lado, há danos causados pelos coelhos nalgumas áreas agrícolas onde a vegetação natural é muito escassa, não havendo abrigo para eles nem para os seus predadores. Este facto alia-se à presença de infraestruturas rodoviárias terrestres, que se revelam quase como o único abrigo e são zonas de baixa predação e segurança sem caça (Delibes-Mateos *et al.*, 2018). Neste cenário, as reflorestações poderiam contribuir para aumentar o abrigo alternativo e a predação dos coelhos. Por outro lado, as paisagens agrícolas foram frequentemente modificadas, alterando os *habitats* de interesse para os coelhos e outras espécies¹⁴. A medida consiste, portanto, em compatibilizar a conservação da biodiversidade em ecossistemas abertos com a valorização da vegetação natural. Neste cenário agrícola, apenas seria considerada a reflorestação de orlas, ribeiras e outros cursos ou massas de água.
 - Nas florestações em **terras não agrícolas**, o objetivo é aumentar a área arborizada e de matos e arbustais evoluídos. O restabelecimento da sucessão ecológica deve ser prioritário neste domínio, tendo em conta o carácter aberto dos

14 Embora, a nível mundial, o fator mais importante que conduziu diretamente ao aumento da perda de biodiversidade nos ecossistemas terrestres tenha sido a alteração do uso do solo, que converteu sobretudo habitats nativos originais em terras agrícolas (WWF, 2020; Jaureguiberry *et al.*, 2022), a nível local, as más práticas agrícolas também têm um efeito importante (Guerrero *et al.*, 2023; Rigal *et al.*, 2023).

ecossistemas mediterrânicos, que, por outro lado, favorece o coelho-bravo. As florestações não devem ser efetuadas onde exista regeneração ou vegetação lenhosa de sucessão natural. As reflorestações com espécies arbustivas estão também reservadas para os terrenos com elevada carga de ungulados, onde a ausência de mato pode ser um fator limitante para o coelho, sendo também aconselhável plantar 10% ou mais de espécies arbóreas.

Em geral, nas florestações, as covas são escavadas após a subsolagem (mínimo 40x40x30 cm), sendo depois plantadas, protegidas, descavas e com terra ao redor dos caules. É aconselhável plantar 50% de leguminosas arbustivas (e.g., giestas), que fixam o azoto. As densidades adequadas podem ser de aproximadamente 250 plantas por hectare em terras agrícolas onde estão presentes espécies que suscitam preocupações de conservação, 400 em terras agrícolas sem espécies e até 600 em terras não agrícolas. Devem ser utilizadas plantas de 1-2 seivas, adequadas ao *habitat*, autóctones, provenientes de marouços próximos, certificadas, com guardas individuais e com proteção contra ungulados. Muitas reflorestações de azinheiras e quermes com giestas revelaram-se ideais para os coelhos, especialmente nos primeiros anos, uma vez que imitam o *habitat* do coelho.

- A **densificação** de montados ibéricos é um processo contra a falta de regeneração, uma das principais ameaças a estes sistemas agrosilvopastoris. A eliminação dos matos, o pastoreio estival intenso, as cargas elevadas de ungulados ou a perda dos limites das parcelas (ou “quintos”), entre outras causas, reduziram ou eliminaram a regeneração natural. A regeneração artificial com uma densidade suficiente de árvores pode mitigar o problema e aumentar o abrigo dos coelhos-bravos no que costumava ser um dos seus *habitats* mais densamente povoados (Blanco & Villafuerte, 1993; Palomares *et al.*, 1996). Nos montados de baixa

densidade (menos de 50 árvores/ha), a medida consiste em escavação, plantação, amontoa, descava e proteção individual das plântulas. A plantação deve ser entre 100 e 200 plantas/ha, 1-2 seivas, certificadas e adequadas ao montado específico. No entanto, será dada prioridade à regeneração natural da vegetação, especialmente nas últimas fases da sucessão natural, tendo em conta o carácter aberto dos montados.

- As **podas** das árvores do género *Quercus* pode aumentar a produção de bolotas, frutos especialmente selecionados pelo coelho-bravo no outono e inverno (Zamora *et al.*, 1985; Martins *et al.*, 2002), e contribuir para a regeneração dos montados ibéricos. Em pormenor, pode ser feita uma distinção entre *podas de formação e podas de produção e de manutenção* (Guil & Moreno-Opo, 2007). A medida consiste em moldar as árvores através da remoção de ramos verticais (de rebentos epicórmicos, S.E.C.F, 2005), os mais baixos ou de pior porte. A conformação permite a entrada de mais luz na copa das árvores, aumentando assim a produção de bolotas. Os requisitos pormenorizados para a formação das copas são uma questão de debate e quase uma questão de “culturas” regionais. Em todo o caso, podem ser feitas algumas recomendações gerais, como a formação da cruz em 3 ou 4 ramos principais, a cerca de 3 metros do solo, a poda apenas dos ramos com menos de 15 centímetros (embora existam diferentes restrições regionais a estas medidas), sem atingir um terço da copa, com cortes suaves e oblíquos, a desinfeção das motosserras e dos machados entre árvores e o tratamento das feridas com antifúngicos. “A seca” é uma doença que se propaga e que provoca o declínio e a morte dos montados ibéricos, causada por um pseudo fungo ou oomiceto do género *Phytophthora* que provoca graves danos nas raízes. A conformação adquirida pela árvore é vitalícia e, se for adequada, apenas serão necessárias algumas podas de manutenção.

- O **pastoreio** gerido e sensato, especialmente com o gado ovino ou outro de pequeno porte e migratório, conserva ou regenera os prados, incorpora matéria orgânica, acelera os ciclos de nutrientes e aumenta a produção e a biodiversidade. A chave principal é recuperar a mobilidade do gado, para evitar o sobrepastoreio, o que não só melhora as pastagens e a vegetação, mas também permite densidades pecuárias mais elevadas (Ferrer *et al.*, 2001). Os prados são o principal alimento dos coelhos e são particularmente notáveis os prados de ovinos e caprinos, dominados por *Poa bulbosa* e trevo em solos ácidos (*Trifolium subterraneum*) ou espécies dos géneros *Medicago* e *Astragalus* em solos básicos.
- Além disso, as culturas herbáceas podem também ser favorecidas pela rebrota pós pastoreio, a fertilização fosfatada (em culturas de cobertura, em solos ácidos com leguminosas), descolinado, despedregado ou a adaptação da carga de pastoreio. A **rebrota pós pastoreio** tradicional confina as ovelhas durante duas ou três noites num redil que é deslocado de um local para outro, atribuindo aproximadamente 2 m² a cada ovelha. O espaço de rebrota pós pastoreio confina os ovinos sem as encurralar, mas a concentração permite obter a mesma alteração orgânica do solo e das sementes que o primeiro.
- No que se refere à **perceção social** destas medidas, em geral não são explicitamente mencionadas pelos intervenientes. No entanto, em zonas de escassez de coelhos, a recuperação do *habitat* em mosaico é proposta como uma medida necessária para promover as populações de coelhos. Esta medida pode, portanto, ser aceite na medida em que contribui para esta estrutura de *habitat* em mosaico (IESA-CSIC, 2024).
- Por fim, e de um modo geral, quando se planeiam atividades florestais (extração de madeira, desramações, desbastes, limpeza da floresta ou aceiro), parte do sub-bosque deve ser respeitado como abrigo e local para as tocas dos coelhos (WWF, 2017). Especialmente neste tipo de ação, a manutenção e a sustentabilidade a longo prazo, bem como a

monitorização e o acompanhamento, são essenciais. A eficácia das medidas de gestão de *habitats* pode ser baixa em termos absolutos e, para aumentar a sua eficácia, precisam de ser aplicadas com esforços consistentes, a longo prazo e em grande escala (LIFE Iberconejo, 2023).

FINANCIAMENTO

Algumas destas ações de gestão do *habitat* são dispendiosas e precisam de ser planeadas em detalhe, incluindo as alternativas mais eficientes (LIFE Iberconejo, 2023).

Possibilidade de financiamento pela PAC

Várias intervenções da PAC (2024-27) foram identificadas como possíveis vias de apoio ou financiamento para a conservação da vegetação mediterrânica, tanto em Espanha como em Portugal (Navarro, 2024; Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, as medidas acima mencionadas para a conservação da vegetação mediterrânica, independentemente do seu tipo e mediante fundamentação, são elegíveis para financiamento da PAC através dos pilares I (ajudas diretas) e II (desenvolvimento rural) e, transversalmente, através da condicionalidade reforçada¹⁵; tipos: BCAM, eco-regime; compromissos ambientais, climáticos e outros compromissos de gestão; investimento e cooperação. As duas primeiras tipologias são de âmbito estadual, enquanto as restantes variam regionalmente, totalizando 13 intervenções do PEPAC (**Tabela 4**).

A pastorícia pode também ser elegível para apoio ao rendimento de base para a sustentabilidade, bem como para apoio associado por cabeça de gado no âmbito do primeiro pilar.

¹⁵ O apoio e os pagamentos diretos da PAC estão condicionados ao cumprimento, por parte dos beneficiários, das normas e requisitos básicos em matéria de meio ambiente, segurança alimentar, saúde e bem-estar dos animais (requisitos legais de gestão), bem como das boas condições agrícolas e ambientais das terras agrícolas (BCAM), no âmbito da chamada **condicionalidade**.

Tabela 4. Intervenções da PAC em Espanha para a conservação da vegetação mediterrânica

Código de Intervenção da PAC Espanha	Nome da intervenção do PEPAC para a conservação da vegetação mediterrânica
BCAM 4	Criação de faixas de proteção ao longo das margens dos rios
BCAM 6	Cobertura mínima do solo para evitar solo nu nos períodos mais sensíveis
BCAM 8	Manutenção dos elementos paisagísticos, proibição de cortar sebes e árvores durante a época de reprodução e criação das aves.
BCAM 9	Proibição de converter ou lavrar prados permanentes designados como prados permanentes ecologicamente sensíveis nos espaços Natura 2000.
1PD31001802V1	Pastoreio extensivo, ceifa e biodiversidade nas superfícies de Prados Mediterrânicos
1PD31001809V1	Espaços de biodiversidade em terras de cultivo e culturas permanentes
6712	Pagamentos por desvantagens específicas resultantes da aplicação da diretiva-quadro relativa à água e do NR 2000
6844	Auxílios aos investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à mitigação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficaz dos recursos naturais e à biodiversidade
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural
6881.1	Investimentos florestais não produtivos em reflorestação e sistemas agro-florestais
6881.2	Investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais
6881.3	Investimentos florestais não produtivos na recuperação de danos florestais
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	13

Além disso, existem outras fontes possíveis de financiamento para medidas de conservação da vegetação mediterrânica através de fundos do FEDER¹⁶ em 10 CCAA e de fundos do programa LIFE da UE (Navarro, 2024).

Em **Portugal**, esta medida é largamente financiável através da PAC (2023-27), com 21 intervenções no total (Tabela 5). A escala de implementação destas intervenções é nos 18 distritos de Portugal continental¹⁷.

Tabela 5. Intervenções da PAC em Portugal para a conservação da vegetação mediterrânica

Código de Intervenção da PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para a conservação da vegetação mediterrânica
BCAA 4	Estabelecimento de faixas de proteção ao longo dos cursos de água
BCAA 6	Cobertura mínima dos solos para prevenir solos a descoberto nos períodos mais sensíveis
BCAA 8	Elementos não produtivos paisagísticos e reprodução das aves
BCAA 9	Prados permanentes ambientalmente sensíveis nos sítios da rede Natura 2000
A.3.6	Práticas promotoras da biodiversidade
C.1.1.2.1	Montado e Lameiros
C.1.1.2.2	Culturas Permanentes e Paisagens Tradicionais
C.1.1.3	Mosaico Agroflorestal
C.1.2.2	Pagamento Rede Natura
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
C.2.1.3	Investimentos não produtivos

16 O **Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional** é um dos principais instrumentos financeiros da política de coesão europeia. O seu objetivo é contribuir para reduzir a diferença entre os níveis de desenvolvimento das regiões europeias e melhorar o nível de vida nas regiões menos favorecidas. Presta especial atenção às regiões que sofrem de desvantagens naturais ou demográficas graves e permanentes, como as regiões mais setentrionais, que são escassamente povoadas, e as regiões insulares, transfronteiriças e de montanha
<https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/95/el-fondo-europeo-de-desarrollo-regional-feder>.
17 Aveiro, Beja, Braga, Bragança, Castelo Branco, Coimbra, Évora, Faro, Guarda, Leiria, Lisboa, Portoalegre, Porto, Santarém, Setúbal, Viana do Castelo, Vila Real e Viseu

Código de Intervenção da PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para a conservação da vegetação mediterrânica
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas
C.3.2.2	Instalação de sistemas agroflorestais
C.3.2.4	Catástrofes naturais, climáticos adversos ou de acontecimentos catastróficos
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem
C.3.2.8	Prémio à perda de rendimento e à manutenção de investimentos florestais
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas
D.2.5	Proteção de espécies com Estatuto e Silvo-ambientais
TOTAL	21

Preços unitários antes de impostos

Tabela 6. Preços das medidas de conservação da vegetação mediterrânica

€	Unidade	Conceito
2.733€	ha	Revegetação em talvegues em áreas agrícolas, em várias densidades.
4.671€	ha	Revegetação em talvegues em áreas não agrícolas ou de prados, em várias densidades.
3.150€	ha	Plantação de sebes nas áreas agrícolas.
5.400€	ha	Plantação de sebes em áreas não agrícolas.
10,3€	m	Metro linear de proteção de sebes, com malha metálica para gado.
15,5€	m	Metro linear de proteção de sebes, com malha metálica cinegética.
21,2€	m	Metro linear de proteção de sebes, com malha metálica electrossoldada.
20.600€	ha	Proteção de sebes com cerca de 5 m de largura, com malha metálica para gado.
31.000€	ha	Proteção de sebes com cerca de 5 m de largura, com malha metálica cinegética.
42.400€	ha	Proteção de sebes de 5 metros de largura com malha metálica electrossoldada.
1.188€	ha	Revegetação completa por operadores de motosserras, sem remoção de resíduos.

€	Unidade	Conceito
2.240€	ha	Desbaste em pinhal denso com remoção de resíduos.
1.560€	ha	Primeira florestação com 400 plantas/ha em terras agrícolas.
2.684€	ha	Primeira florestação com 400 plantas/ha em terras não agrícolas.
3.229€	ha	Densificação de montados com 100 plantas / ha.
883€	ha	Podas de produção e de manutenção de 100 pés de Quercus, tratamento completo incluindo a remoção dos restos após a utilização do gado e da lenha.
450€	ha	Podas de formação de 100 pés de Quercus, tratamento completo incluindo a remoção dos restos após a utilização do gado e da lenha.
90€	un.	Compra de ovelhas Merino com direitos ao pagamento de apoio ao rendimento de base para prados.
8.400€	400 un.	Pastoreio extensivo com aluguer de prados com um rebanho de 400 ovelhas. Dependente também das instalações e dos hectares, tanto brutos como líquidos (efetivamente pastáveis ou Coeficiente de Subsidiariedade de Prados

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

O coelho-bravo é originário da Península Ibérica, de onde se espalhou para outras regiões, como o Sul de França e o Norte de África (Delibes-Mateos *et al.*, 2021), estando por isso indissociavelmente ligado à vegetação mediterrânica. Vários estudos confirmam o efeito positivo deste tipo de vegetação nas populações do coelho (Palomares *et al.*, 2001; Virgós *et al.*, 2003; Calvete *et al.*, 2004, 2006), e a correlação dos *habitats* com a sua distribuição (Fa *et al.*, 1999). Por conseguinte, a manutenção de *habitats* em mosaico com vegetação mediterrânica natural é uma das medidas-chave para a promoção ou conservação.

A vegetação fornece *habitat*, abrigo e alimento para o coelho e contribui para a proteção do solo e para a regulação dos fluxos de nutrientes e de água. As comunidades vegetais revelam as condições ecológicas e

a história da utilização da floresta. A distribuição atual das diferentes tesselas da paisagem mediterrânica é o resultado de séculos de modelação antrópica (Martín-Vicente & Fernández-Alés, 2006). A dinâmica geral da vegetação mediterrânica indica sucessão natural, vegetação potencial e séries de vegetação (Rivas-Martínez et al, 1987, 1993, 2002). As perturbações antropogénicas (lavoura, fogo, pastoreio, corte) e naturais fazem com que a vegetação recupere as características das fases de substituição da vegetação potencial. Deste modo, os prados anuais, as estevas, as giestas e os medronheiros constituem fases de substituição dos azinhais mediterrânicos. O estágio mais evoluído da vegetação mediterrânica corresponde aos bosques; e a presença de arbustais, de matos e prados herbáceos deve-se a modificações ou, quando muito, a solos inadequados (González & San Miguel, 2005). No entanto, o papel do fogo e dos herbívoros na manutenção de ecossistemas naturalmente abertos tem sido subestimado (Bond, 2019; Pearce et al., 2023).

A gestão do *habitat* é uma das ações mais úteis para a promoção do coelho-bravo, uma vez que aumenta o abrigo natural (mato mediterrânico), melhora a alimentação (prados) e, conseguinte, a produtividade das suas populações. No entanto, alguns fatores que afetam negativamente as populações de coelhos em grande escala (doenças, perturbação do *habitat*, predadores generalistas) muitas vezes não podem ser contrariados, mas por vezes podem (Agudín et al., 2011).

Esta gestão do *habitat* é uma medida de conservação muito importante (Gálvez-Bravo, 2017). Aconselha-se a melhoria dos povoamentos arbóreos, como tratamentos para assegurar a regeneração em florestas altas de folhosas onde os coelhos podem ser comuns (azinheiras, sobreiros ou olivais selvagens); tratamentos para assegurar a regeneração em florestas baixas de folhosas; tratamentos intermédios em florestas altas de coníferas ou podas (Agudín et al., 2011; APROCA-FCBDH, 2012).

Uma revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou 11 estudos, 2 experimentais e 9 observacionais, que avaliaram o *habitat*

da **vegetação mediterrânica**, com foco na Conservação ou Promoção do coelho-bravo. A maioria dos estudos foi realizada no centro e no sul de Espanha, mas um foi realizado fora da área de distribuição original (Soria, 2023).

- O tipo de *habitat* onde os coelhos são mais frequentemente encontrados é a mata mediterrânica, mas as densidades mais elevadas encontram-se nos montados. As densidades mais elevadas coincidem com locais com 25% de cobertura arbórea, 40% de mata e 35% de pastagem (Blanco & Villafuerte, 1993).
- Um estudo experimental no sul de Espanha (Doñana) avaliou os efeitos do *habitat* de matos húmidos, e a abundância de coelhos foi maior em áreas de matos húmidos do que em matos secos (Moreno & Villafuerte, 1995).
- Além disso, um estudo de observação no sul de Espanha (Doñana) avaliou a relação entre a abundância de coelho-bravo e a abundância e qualidade do pasto. A dieta dos coelhos era dominada por plantas anuais como *Anthoxanthum ovatum*, *Chaetopogon fasciculatus*, *Vulpia spp.*, *Anthemis cotula*, *Plantago coronopus*, *Rumex bucephaloforus* e *Trifolium spp.* (Villafuerte et al., 1997).
- Outro estudo de observação no sul de Espanha avaliou os efeitos do *habitat* do pinhal. A abundância de coelhos foi positivamente associada a *habitats* de mata mediterrânica e a povoamentos de freixos, em comparação com plantações de pinheiros ou outros *habitats* (Palomares et al., 2001).
- Um estudo de observação no centro de Espanha também avaliou a abundância e a distribuição do coelho em populações contínuas e fragmentadas, determinando a importância relativa dos fatores ambientais à escala do micro e do macro-*habitat*. A abundância de coelhos foi mais elevada nas áreas dominadas por vegetação mediterrânica, estava ausente nos pinhais e era pouco abundante nos

bosques de montanha. Foi também mais elevada em áreas contínuas de vegetação mediterrânica e mais baixa em áreas fragmentadas de vegetação mediterrânica (Virgós *et al.*, 2003).

- Do mesmo modo, um estudo de observação no nordeste de Espanha avaliou os efeitos positivos do *habitat* com da vegetação natural e matos. Foram identificados fatores que determinam a abundância de coelhos na paisagem agrícola mediterrânica semi-árida, estando positiva e fundamentalmente correlacionados com áreas naturais com matos (Calvete *et al.*, 2004).

Três estudos de observação (Martins *et al.*, 2002; Beja *et al.*, 2007; Dellafiore *et al.*, 2008) avaliaram ainda os efeitos positivos da **presença de herbáceas**. Destes, um estudo foi realizado no sul de Espanha, dois no SO e SE de Portugal, e nenhum fora da área de distribuição original do coelho.

- A dieta dos coelhos consiste principalmente em herbáceas e cereais, se disponíveis (Martins *et al.*, 2002).
- A presença de ervas sob arbustos e forbias teve um efeito positivo. Os coelhos preferem *habitats* com um coberto herbáceo bem desenvolvido, que pode servir de alimento no verão (Beja *et al.*, 2007).
- A abundância de coelhos diferiu entre estações devido a alterações na disponibilidade vegetal. A cobertura total de herbáceas, quenopodiáceas e geranáceas teve um efeito negativo no outono, inverno e primavera (Dellafiore *et al.*, 2008).

Além disso, um estudo de observação fora da área de distribuição original, em Inglaterra, avaliou os efeitos de um *habitat* com prados baixos e homogéneos criados pelo **gado**:

- As densidades elevadas de coelhos estavam associadas a prados baixos e homogéneos, criados pelo pastoreio intensivo de ovinos

no outono e no inverno. À escala da paisagem, densidades elevadas de coelhos foram associadas a numerosas margens de campos (Petrovan *et al.*, 2011).

Finalmente, um estudo experimental e observacional avaliou os efeitos do *habitat* **arbustivo** no sul de Portugal:

- Relativamente à abundância de coelhos, a presença de arbustos, entre outros fatores, teve um efeito positivo (Godinho *et al.*, 2013).

Em resumo, a maioria destes estudos mostrou respostas populacionais e comportamentais positivas dos coelhos à vegetação mediterrânica e, ocasionalmente, respostas negativas quando o coberto herbáceo era dominado por quenopodiáceas e geraniáceas.

A este respeito, oito estudos avaliaram a exploração da **flora mediterrânica** pelos coelhos (Soriguer, 1988; Martins *et al.*, 2002; Beja *et al.*, 2007; Dellafiore *et al.*, 2008, 2014; Ferreira & Alves, 2009; Rollan & Real, 2011; Llobat & Marín García, 2022):

- Um estudo experimental em Espanha (Doñana) avaliou os efeitos da presença de compostas, gramíneas e ericáceas. As famílias mais consumidas foram as gramíneas (66,7%), as compostas (29%), as *Amarylidaceae* (2,9%) e as ericáceas (1,4%). Entre as gramíneas, *Lolium* (17,4%) e *Vulpia* (8,7%) foram as mais consumidas. Relativamente aos compostos, os géneros *Leontodon* (15,9%) e *Anthemis* (8,7%) dominaram. Na ausência de grandes herbívoros, os coelhos consomem mais frequentemente compostos do que gramíneas (Soriguer, 1988).
- Além disso, três estudos (um observacional e dois experimentais, em Espanha e no Sudeste e Sudoeste de Portugal) avaliaram os efeitos da presença de gramíneas. As gramíneas foram as mais consumidas (Soriguer, 1988), durante todo o ano (Ferreira & Alves, 2009), sendo um importante componente da dieta, mas o seu consumo tendeu a ser menor no inverno (Martins *et al.*, 2002).

- Outro estudo observacional no SE de Portugal avaliou os efeitos da presença de bolotas e rebentos de oliveiras e plântulas de carvalho. Os rebentos de oliveira foram uma importante fonte de alimento, quando disponíveis. O consumo de plântulas de carvalho ocorreu durante todo o ano, com maior consumo de sobreiro do que de azinheira no período após a reprodução. As bolotas eram uma fonte de alimento valiosa no inverno (Martins *et al.*, 2002).
- Do mesmo modo, dois estudos de observação no sul de Portugal avaliaram os efeitos da presença de esteva (*Cistus ladanifer*). Verificou-se uma abundância significativamente mais elevada de coelhos em zonas dominadas por este arbusto com baixa densidade lenhosa ao nível do solo e elevada cobertura aérea. O pastoreio de folhas e flores durante a época de reprodução só ocorreu em pequena escala (Martins *et al.*, 2002; Beja *et al.*, 2007). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva a nível populacional e comportamental (procura de abrigo).
- De forma semelhante, outro estudo observacional no Sudoeste de Portugal avaliou os efeitos da presença de matos baixos, arbustos de folha larga, carqueja (*Genista tridentata*) e forbias (herbáceas que não gramíneas). A abundância de coelhos foi significativamente menor nas zonas dominadas por matos baixos, arbustos de folha larga e carqueja. A presença de ervas debaixo dos arbustos e de forbias nas margens dos arbustos teve um efeito positivo. Os coelhos preferem *habitats* com um coberto vegetal denso e de fácil acesso ao nível do solo, com um coberto herbáceo bem desenvolvido no verão (Beja *et al.*, 2007).
- Do mesmo modo, um estudo experimental no nordeste de Espanha avaliou os efeitos da presença de plantas baixas de cobertura do solo, como o alecrim (*Salvia rosmarinus*) ou a granzabrava (*Rubia peregrina*), que tiveram um efeito positivo (Rollan & Real, 2011).
- De igual modo, dois outros estudos observacionais no sul de Espanha, na fronteira com Portugal, avaliaram os efeitos da presença de *Retama monosperma*. Os marouços dos coelhos não estavam distribuídos de forma homogênea, mas concentravam-se em locais com elevada abundância e cobertura de *R. monosperma*. A abundância esteve associada à cobertura de *R. monosperma*, independentemente da estação do ano, uma vez que esta fornece abrigo e alimento. A *R. monosperma* tem uma vegetação aérea densa e facilita o estabelecimento e o crescimento de outras plantas, principalmente herbáceas anuais, e serve por vezes de alimento para os coelhos (Dellafore *et al.*, 2008, 2014).
- Outro estudo observacional da utilização do *habitat* do coelho no sul de Espanha, na fronteira com Portugal, avaliou os efeitos da presença de espécies das famílias *Urticaceae*, *Chenopodiaceae*, *Geraniaceae* e *Boraginaceae*. A cobertura de boragináceas teve um efeito positivo na primavera, a cobertura de urticáceas teve um efeito positivo no inverno e a cobertura total de plantas herbáceas, quenopodiáceas e geraniáceas teve um efeito negativo no outono, inverno e primavera. As diferenças sazonais podem dever-se a alterações na disponibilidade de plantas (Dellafore *et al.*, 2014).
- Finalmente, um estudo realizado no leste de Espanha mostrou que o aumento da disponibilidade de proteínas é uma boa técnica para aumentar a densidade, através do conhecimento das necessidades nutricionais e da avaliação das plantas que compõem a dieta do coelho. As seguintes espécies foram propostas para programas de conservação: *Malva hispanica*, *Cistus ladanifer*, *Dactylis glomerata*, *Cynosurus echinatus*, *Trifolium subterraneum* e *Lupinus spp* (Llobat & Marín García, 2022).

Em resumo, cinco destes estudos concluíram respostas comportamentais positivas, quatro respostas positivas de base populacional e três respostas negativas. Em geral, foram detetadas respostas populacionais e comportamentais positivas para estes fatores de habitat e para o tipo, estrutura e abundância da vegetação mediterrânica, das quais se podem implicitamente extrair possíveis medidas de gestão.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície (ha) gerida de talvegues revegetados, sebes protegidas, sebes plantadas, revegetações, desramações e desbastes, reflorestação, densificação, poda, pastoreio e outras medidas de conservação da vegetação.
- Comprimento (km) gerido de talvegues revegetados, das sebes protegidas e das sebes plantadas.
- Número de pés plantados.
- Áreas basimétricas (m^2/ha) de massa gerida.
- Número de parcelas (como indicador de distribuição) e Unidades de gestão em causa (reservas de caça em Espanha, *zonas de caça* em Portugal, herdades, explorações, áreas protegidas, etc.).

Indicadores específicos:

- Abundância absoluta de coelhos (densidades de coelhos / ha amostrados dentro e fora da área gerida ou da área de controlo, por metodologia de **Distance sampling**)¹⁸.

¹⁸ As metodologias de monitorização do LIFE Ibercanejo têm-se baseado e são consistentes com outros cenários, espécies e projetos (e.g. Barrio *et al.*, 2010; LIFE Iberlince, 2016; Enetwild Consortium *et al.*, 2021; ou Faunet, 2024) e na existência de variações sazonais como consequência da reprodução do coelho (e.g. Casimiro-Soriguer, 1979; Gonçalves *et al.*, 2002). A metodologia de **Distance sampling** permite estimar a

- Abundância relativa de coelhos (densidades amostradas dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo por **número de latrinas / km**)^{19, 20, 21}.

Indicadores de eficácia:

- Tendência das abundâncias absolutas e relativas de coelhos dentro e fora das parcelas geridas.
- Aumento da produtividade da vegetação mediterrânica gerida.
- Diminuição percentual da erosão.
- Aumento, riqueza ou diversidade e abundância de outras espécies de interesse.

densidade absoluta (número de indivíduos / unidade de superfície) de algumas espécies terrestres. Consiste em registar a partir de um veículo os exemplares que são detetados ao longo de um giro, anotando a distância (d) e o ângulo (α) a que são observados, de forma a poder fazer uma posterior estimativa da densidade considerando a área amostrada (Buckland *et al.*, 1993, 2004, 2015; LIFE Ibercanejo, 2024).

¹⁹ A **contagem de latrinas** é um método complementar que permite estimar as abundâncias relativas. Para poder detetar alterações em pequena escala e a baixa densidade (onde o número de observações diretas seria reduzido), esta metodologia é proposta a uma escala pormenorizada. Além disso, é utilizado para a avaliação do desempenho ou das espécies de presas de predadores especializados. De facto, é a metodologia utilizada para monitorizar as populações de coelho-bravo nos programas de conservação do lince ibérico (2004-2024), pois tem a sensibilidade necessária para detetar flutuações sazonais e anuais. Por conseguinte, embora seja relativamente estimado, é muito útil para o acompanhamento de medidas de gestão local, avaliação ou monitorização de ações (LIFE Ibercanejo, 2024).

²⁰ Algumas **variáveis podem afetar a amostragem** (temperatura máxima, humidade, vento, dias desde a última chuva), bem como fatores metodológicos (período do dia, distância do giro ao limite da vegetação, estado do substrato ou do observador); e, portanto, a amostragem é restrita a certas condições climáticas e metodológicas fixas (Soto Navarro *et al.*, 2012; Salgado, 2016). As latrinas não persistem por muito tempo (78 dias em média), independentemente da abundância da população, e a contagem parece ser sensível a um evento de declínio (Rouco *et al.*, 2021).

²¹ O coelho europeu deposita as fezes em locais específicos ou "**latrinas**", aglomerados de mais de 30 excrementos de diferentes indivíduos, que são sinais inconfundíveis do território, em função das características do meio e da densidade. O olfato tem uma função social importante nos coelhos (Bell D. J. 1980), e estes marcam o seu território por meio de substâncias odoríferas (Mykytowycz R. 1968). Os excrementos depositados numa latrina provocam mais defecação e defecação mais frequente do que os excrementos depositados ao acaso. Os coelhos de diferentes idades, sexos e classes sociais comportam-se de forma diferente em relação às latrinas e o depósito de excrementos é um método eficaz de troca de informações (Sneddon, 1991).

REFERÊNCIAS

- Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. 2011. *Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Hábitat, Madrid.
- APROCA Espanha-Fundação CBD-Hábitat. 2012. *Manual de Gestão para proprietários y gestores de fincas privadas. Buenas practicas Cinegéticas y Forestales para la Conservación del Medio Natural*. Ciudad Real. APROCA-FCBDH, 2012.
- Barrio, I.C., Acevedo, P. e Tortosa, F.S. 2010. Assessment of methods for estimating wild rabbit population abundance in agricultural landscape. *European Journal of Wildlife Research* 56: 335-340.
- Beja, P., Pais, M., Palma, L., 2007. Rabbit *Oryctolagus Cuniculus* Habitats in Mediterranean Scrubland: The Role of Scrub Structure and Composition. *Wildlife Biology* 13, 28-37.
[https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[28:ROCHIM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[28:ROCHIM]2.0.CO;2)
- Bell D. J. 1980. Social Olfaction in Lagomorphs. *Symposia of the Zoological Society of London*, 45: 141-164.
- Blanco, J. C., e Villafuerte, R. 1993. *Fatores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Informe inédito. Tragsa.
- Bond, W.J. 2019. *Open Ecosystems. Ecology and Evolution Beyond the Forest Edge*. Oxford University Press.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. In Oxford University Press.
- Buckland, S., Rexstad, E., Marques, T., & Oedekoven, C. 2015. *Distance sampling methods and applications. Methods in Statistical Ecology*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19219-2>
- Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., Cabezas-Ruiz, S., 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 19, 533-544.
<https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000036139.04466.06>
- Calvete, C., Pelayo, E. e Sampietro, J. 2006. Habitat factors related to wild rabbit population trends after the initial impact of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research* 33: 467-474.
- Casimiro-Soriguer Escofet, R. 1979. *Biología y dinámica de una población de conejos (oryctolagus cuniculus L.) En Andalucía occidental*. (Tesis doctoral inédita). Universidad de Sevilla, Sevilla.
<http://hdl.handle.net/11441/47330>
- Delibes-Mateos, M. et al. 2018. A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Manag. Sci.* 74: 111-119.
- Dellafore, C.M., Gallego Fernández, J.B., Vallés, S.M., 2008. Habitat use for warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to landscape structure in a sand dune system. *Acta Oecologica* 33, 372-379. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.02.002>
- Dellafore, C.M., Rouco, C., Muñoz Vallés, S., Gallego Fernández, J.B., 2014. Seasonal habitat use by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a coastal dune system in SW Spain. *Anim. Biodiv. Conserv.* 37, 233-242. <https://doi.org/10.32800/abc.2014.37.0233>
- Enetwild Consortium, Acevedo P, Apollonio M, Bevilacqua C, Blanco-Aguar JA, Brivio F, Casaer J, Ferroglio E, Grignolio S, Jansen P, Illanas S, Kavčič K, Keuling O, Palencia P, Plis K, Podgórski T, Rowcliffe M, Ruiz C, Smith G, Scandura M, Soriguer R, Šprem, N, Vada R, Zanet S, Vicente J (2021) A practical guidance on estimation of European wild ungulate population density. *Consórcio Enetwild, Espanha, IREC*.
- Fa, J.E., Sharples, C.E. and Bell, D J. 1999. Habitat correlates of European rabbit distribution in southern Spain. *Journal of Zoology (Londres)* 249: 83-96.
- Ferreira, C., Alves, P.C., 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. *Eur J Wildl Res* 55, 487-496. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0257-4>
- Ferrer, C., Barrantes, O., Broca, A. 2001. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles. *Pastos*, 31: 129-184. <https://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1296>
- Gálvez-Bravo, L. 2017. Conejo *Oryctolagus cuniculus*. Em: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*.
- Salvador, A., Barja, I. (Eds.). *Museu Nacional de Ciências Naturais, Madrid*.
<http://www.vertebradosibericos.org/>

Gea-Izquierdo, G., Muñoz-Igualada, J., San Miguel-Ayanz, A. 2005. Rabbit warren distribution in relation to pasture communities in Mediterranean habitats: consequences for management of rabbit populations. *Wildlife Research*, 32 (8): 723-731.

Godinho, S., Mestre, F., Ferreira, J.P., Machado, R., Santos, P., 2013. Effectiveness of habitat management in the recovery of low-density populations of wild rabbit. *Eur J Wildl Res* 59, 847-858. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0738-3>

Gonçalves, H., Alves, P.C. and Rocha, A. 2002. Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research* 29: 165-173.

González, L. M. e A. São Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid

Guerrero, I. et al. 2023. Agricultural intensification affects birds' trait diversity across Europe. *Basic and Applied Ecology*, 74: 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.11.007>

Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo*. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. Fundação CBD-Habitat, Madrid. 268 pp.

Guil, F.; Agudín, S.; Alda, F.; El Khadir, N., Fernández-Olalla, M.; García, F.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Muñoz-Igualada, J.; Oria, J.; San Miguel, A.; Silvestre, F. 2009. *Actuaciones para el fomento del conejo de monte*. Real Federação Espanhola de Caça-Fundação CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.

IESA-CSIC, Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

Jaureguiberry, P. et al. (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8: eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

LIFE Iberconejo, 2023. Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. [Trujillo, fevereiro de 2023](#).

LIFE Iberconejo, 2024. *Manuales de formación para el seguimiento del conejo de monte*. Manual de formación general. Manual SMART Mobile. Manual SMART Desktop.

<https://www.iberconejo.eu/formacion/>

Llobat, L. & Marín García, P. 2022. Application of protein nutrition in natural ecosystem management for European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation. *Biodiversity and Conservation* 31. 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02426-5>

Martín-Vicente, A., Fernández-Alés, R. 2006. Long Term Persistence of Dehesas. Evidences from History. *Agroforestry Systems*, 67: 19-28. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-1110-8>

Martins, H., Milne, J.A., Rego, F., 2002. Seasonal and spatial variation in the diet of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) in Portugal. *Journal of Zoology* 258, 395-404. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001541>

Montoya Oliver, J.M. 1980. *Los alcornocales (Quercus suber L.)*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid (Spain). 132p.

Montoya Oliver, J. M. 1988. *Los Alcornocales*, Ministerio de Agricultura, Pesca y alimentación. Serie Manuales Técnicos SEA. Madrid, 155p.

Montoya, J. M. 1989. *Encinas y encinares*. Ed Mundi-Prensa, Madrid.

Moreno, S., Villafuerte, R., 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 73, 81-85. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)90069-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90069-1)

Mykityowycz R. 1968. Territorial marking by rabbits. *Scientific American*, 218(5): 116-126.

Navarro Gómez, A., 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España*. Informe de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Palomares, F., Calzada, J., Revilla, E., 1996. El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. *Revista Forestal* 9, 201-210.

Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J.M., 2001. Spatial ecology of Iberian Lynx and Abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monographs* 148, 1-36.

Parlamento Europeu. 2024. Ley para restaurar el 20 % del suelo y el mar de la UE. Nota de Prensa del 27-02-2024 <https://www.europarl.europa.eu/news/es/press-room/20240223IPR18078/nueva-ley-para-restaurar-el-20-del-suelo-y-el-mar-de-la-ue>. Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a la restauración de la naturaleza y por el que se modifica el reglamento (UE) 2022/869 <https://www.consilium.europa.eu/es/press/press-releases/2024/06/17/nature-restoration-law-council-gives-final-green-light/>

Pearce, E.A. et al. 2023. Substantial light woodland and open vegetation characterized the temperate forest biome before *Homo sapiens*. *Science Advances*, 9: eadi9135. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adi9135>

Petrovan, S.O., Barrio, I.C., Ward, A.I., Wheeler, P.M., 2011. Farming for pests? Local and landscape-scale effects of grassland management on rabbit densities. *Eur J Wildl Res* 57, 27-34. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0394-9>

Rigal, S. et al. 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *PNAS*, 120: e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>

Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000 268 pp. ICONA. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, Madrid. ISBN 84-85496-25-6;

Rivas-Martínez, S., Asensi, A., Costa, A., Fernández González, F., Llorens, L., Masalles, R.M., Moleiro, R., Mesa, J., Penas, Á., e Pérez de Paz, P.L. 1993. El proyecto de cartografía e inventariado de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE en España. *Colloq. Phytosoc.* 22: 611-661.

Rivas-Martínez, Salvador, Tomás Emilio Díaz González, Federico Fernández González, Jesús Izco Sevillano, Javier Loidi Arregui, Mário Fernandes Lousã, Ángel Penas Merino. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotanica* 15(1 e 2): 5-922.

Rollan, À. e Real, J., 2011. Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance. *Eur J Wildl Res* 57, 201-209. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0412-y>

Rouco, C., Villafuerte, R., Aguayo-Adán, J. A., Carrasco-Expósito, D., Íñigo-López, S., Jebblaoui, H., Jiménez-Fernández, J., Jiménez-Uceda, J. C., Limones-Ceballos, D., López-Luengo, M. del C., Luque-Roldán, A., Vidal-Jiménez, V., & Santoro, S. 2021. Persistence of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) latrines and its implication for monitoring programs. *Journal for Nature Conservation*, 62(April). <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126021>

Salgado I. 2016. Conejo *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). Em: 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/guiaeindiciosmamiferos/> Descargado em "22/08/2024"

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

S.E.C.F, 2005. Diccionario forestal, Sociedad Española de Ciencias Forestales. Mundi-Prensa ISBN 8484761894, 9788484761891.

Sneddon I. A. 1991. Latrine use by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Mammalogy*, 72(4): 769-775. <https://doi.org/10.2307/1381841>

Soria González C. Sr. 2023. Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Soriguer, R.C., 1988. Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) em Doñana. SO, Espanha. *Acta Vertebrata* 15, 141-150

Soto Navarro C. A., S. Desniça, F. Palomares. 2012. Non biological factors affecting track censuses: implications for sampling design and reliability. *European Journal of Wildlife Research*. *Eur J Wildl Res* (2012) 58:117-126.

Villafuerte, R., Lazo, A., Moreno, S., 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d'Ecologie* 52, 345-356. <http://dx.doi.org/10.3406/revec.1997.2237>

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European

rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

WWF España. 2017a. *Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo.*
<https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.1.2>.

WWF. 2020. *Informe Planeta Vivo 2020: Revertir la curva de la pérdida de biodiversidad. Resumen.* Almond, R.E.A., Grooten M. e Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Suiza.

Zamora M., Peinado E., Sanchez M., Gallego B., y Mata C. 1985. *Consumo de bellotas por conejo en pastoreo continuo.* *Archivos de Zootecnia*, 34 (130), p. 257-264.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 7. A vegetação mediterrânica é um importante fator no habitat do coelho-bravo, e os matos de vegetação potencial e os matos seriais devem ser preservados, na sua justa medida. Neste caso, um coelho num lentiscal (Pistacia lentiscus) (foto FCBDH).



Figura 8. A densificação de montados em Espanha ou em Portugal é uma medida contra a falta de regeneração, uma das principais ameaças a estes sistemas, bons habitats para o coelho (fotos FCBDH & ONER Estudio - WWF).



Figura 9. A revegetação em talvegues consiste na reflorestação com arbustos autóctones em arroios ou talvegues, com uma largura mínima de 10 metros (foto FCBDH).



Figura 10. As podas de Quercus sp podem aumentar a produção de bolotas, frutos selecionados pelo coelho-bravo no outono e inverno, e contribuir para a regeneração dos montados ibéricos (foto FCBDH).



Figura 11: Os ramos resultantes da poda podem ser utilizados para fazer cortinas de galhos, que podem ser utilizados para criar abrigos para coelhos ou marouços naturais de "tamargueiras" (foto FCBDH).

Capítulo 1.2.

FATORES E GESTÃO DO *HABITAT*

Ecótonos



Capítulo 1.2.

FATORES E GESTÃO DO HABITAT Ecótonos

OBJETIVOS

- Conservar os ecótonos como um fator de *habitat* adequado para as populações de coelho-bravo.
- Gestão do *habitat* através da **criação ou manutenção de ecótonos**.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

Os **ecótonos** são espaços de transição entre biocenoses ou comunidades ecológicas diferentes e adjacentes, onde vivem espécies de cada uma delas, mas também as suas próprias. Um exemplo da utilização deste espaço é o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.), que se desenvolve na interface entre matos ou arbustais (para abrigo) e prados (para alimentação), onde a riqueza e a diversidade são maiores devido ao “efeito de borda”. É o melhor dos dois mundos, um espaço enriquecido por espécies de ambos os lados.

O modelo ótimo de *habitat* para o coelho seria um terreno sem declives acentuados, com uma cobertura arbórea baixa (25% da superfície), uma cobertura arbustiva média (entre 40-60%), pastagens naturais ou culturas heterogeneamente distribuídas (60-40%), e outros elementos como rochas e massas de água (Blanco e Villafuerte, 1993). Estes diferentes tipos de *habitat* misturam-se para formar um mosaico separado por ecótonos ou “bordos”.

A criação ou manutenção de ecótonos entre as comunidades de arbustais, mato e pastagens naturais conserva e promove o coelho. Dos matos “nobres”, os mais importantes são os lentiscos, quermes, carrascos e sultos espinhosos; e dos matos seriais, a retama, a esteva, o rosmaninho, o tomilho e o alecrim, entre outros (San Miguel *et al.*, 2014). Dependendo da latitude, as urzes da Península Ibérica são consideradas de um tipo ou de outro.

A manutenção da estrutura em mosaico e, conseqüentemente, dos ecótonos, é um fator de *habitat* adequado para o coelho-bravo. Por outro lado, a homogeneização (seja através de bosques uniformes, plantações de árvores em monocultura, “matos” ou abertura total a paisagens completamente abertas) é-lhe prejudicial. A disponibilidade de um *habitat* ótimo pode aumentar a abundância de coelhos até oito vezes (Villafuerte *et al.*, 1994).

A medida consiste na criação e posterior manutenção de ecótonos, com medidas isoladas ou conjuntas e complementares, como a desmatção seletiva de matos, a abertura de pastagens naturais, a cultura intercalar, a abertura de aceiros, pequenas queimadas controladas, a reflorestação com vegetação arbustiva autóctone, o pastoreio regenerativo, etc. Em geral, é uma medida que complementa muito bem outros fatores do *habitat*, especialmente as misturas de arbustos e prados, para as quais contribui.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- A manutenção dos ecótonos exige controlo e acompanhamento. Um técnico qualificado em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) pode ser suficiente.
- A geração e a manutenção de ecótonos requerem os mesmos

equipamentos e materiais que a desmatção, pastagens naturais, a sementeira, os aceiros, a queima controlada, o pastoreio ou a replantação com vegetação.

- Materiais e medidas para a prevenção de incêndios florestais e riscos profissionais.

Época de realização e condicionantes

- As medidas de monitorização não estão condicionadas, mas as medidas proativas de criação de ecótonos estão, com as autorizações administrativas relevantes sujeitas à utilização dos solos, à gestão dos *habitats*, aos riscos de incêndio florestal e outros.
- Não deve ser efetuada qualquer gestão em comunidades protegidas ao abrigo da Diretiva 92/43/CEE.
- Respeitar as Áreas e Períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para as espécies ameaçadas.

Pormenores de execução

- Para a criação de ecótonos, recomendam-se formas irregulares, retorcidas, sinuosas e parcelas não muito afastadas entre si (distância máxima de 40-50 metros).
- As comunidades de matos e prados podem ser entrelaçadas em forma de tesselas irregulares, que otimizam a relação perímetro-superfície e o ecótono.
- As parcelas podem ser concebidas em forma de ameboide, de manchas ou de letras, em função dos conhecimentos do pessoal e das irregularidades do terreno.
- A distância ótima entre as parcelas deve situar-se entre 40 e 100 m. As distâncias curtas até ao ecótono têm um efeito positivo no coelho.

- O coelho pode ser considerado como um “pastador a partir de um ponto central” (o marouço). Estima-se que a área de residência do coelho seja de 300 metros (Cooke, 1981) e que os territórios médios sejam de 2,5 ha (Calvete *et al.*, 1997), o que tem implicações práticas para as distâncias máximas entre bordos e para a gestão do *habitat* do coelho.
- Por vezes, a interface entre comunidades (*e.g.* montados, florestas, matos e prados) constitui fronteiras definidas. Mas noutros casos existem zonas intermédias com uma mudança gradual de um sistema para o outro. Ambas as situações são interessantes para o coelho-bravo.
- Os matos mais desenvolvidos e as margens dos cursos de água devem ser preservados.
- O pastoreio dirigido ou regenerativo, e mesmo aumentos adequados das taxas de encabeçamento, podem manter adequadamente os ecótonos.
- No que respeita à **perceção social**, os ecótonos não aparecem explicitamente nas opiniões recolhidas junto dos caçadores e dos agricultores. No entanto, alguns agricultores referem a necessidade de zonas de transição em torno das infraestruturas rodoviárias e das zonas naturais protegidas, como as zonas húmidas, onde a vegetação serve de abrigo aos coelhos e onde, além disso, não é permitida a caça com espingarda para evitar os danos dos coelhos na agricultura (IESA-CSIC, 2024).
- A sustentabilidade a longo prazo deste tipo de gestão, com monitorização e acompanhamento, é essencial (LIFE Iberconejo, 2023).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foi identificada uma medida com potencial financiamento da PAC (2023-27): a criação ou manutenção de ecótonos (Navarro, 2024).

Em **Espanha**, esta medida é elegível para o financiamento da PAC, com 13 intervenções PEPAC no total l (Tabela 7). Estas são as mesmas que para a mistura de matos e prados, exceto para as BCAM 9²². Além disso, são possíveis outras fontes de financiamento através de fundos do FE-DER em 10 CCAA e LIFE.

Tabela 7. Intervenções da PAC em Espanha para a criação ou manutenção de ecótonos

Código de Intervenção da PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para a criação ou manutenção de ecótonos
BCAM 4 ²³	Faixas de proteção das margens dos rios
BCAM 8	Elementos paisagísticos e proibição de abate ou desmatização durante a época de reprodução das aves
1PD31001801V1	Pastoreio extensivo, ceifa e biodiversidade em superfícies de Prados Húmidos
1PD31001802V1	Pastoreio extensivo, ceifa e biodiversidade em Prados Mediterrânicos
1PD31001809V1	Espaços de biodiversidade em terras de cultivo e culturas permanentes
6501.3	Compromissos para a promoção e gestão sustentável dos prados
6712	Desvantagens da aplicação da Diretiva-Quadro Água e da Diretiva NR2000
6844	Mitigação-adaptação às alterações climáticas, utilização eficiente...
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural
6881.2	Investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais

22 Embora as BCAM não financiem diretamente as medidas de gestão da cunicultura, apoiam algumas delas, além de serem obrigatórias para qualquer apoio direto da PAC no âmbito do primeiro pilar. A este respeito, as BCAM 4, 6, 8 e 9 permitem efetuar ou manter 7 medidas.

23 As BCAM apoiam a conservação da vegetação natural, a criação ou manutenção de prados e **ecótonos**, bem como o fornecimento de alimentos e abrigos, e mesmo a plantação de culturas de cobertura na sua área de aplicação. Para o efeito, pode ser utilizada a BCAM 4; e a manutenção dos elementos paisagísticos, a proibição de cortar sebes e árvores durante a época de reprodução das aves (BCAM 8) (Navarro, 2024).

Código de Intervenção da PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para a criação ou manutenção de ecótonos
6881.3	Investimentos florestais não produtivos na recuperação de danos florestais
6881.4	Investimentos florestais não produtivos na silvicultura com objetivos ambientais
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	13

Em **Portugal**, estas medidas são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27), com 21 intervenções no total (Tabela 8). A escala de aplicação é a dos 18 distritos de Portugal continental.

Tabela 8. Intervenções da PAC em Portugal para a criação ou manutenção de ecótonos

Código de Intervenção da PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para a criação ou manutenção de ecótonos
BCAA 4	Estabelecimento de faixas de proteção ao longo dos cursos de água
BCAA 8	Elementos não produtivos paisagísticos e reprodução das aves
A.3.6	Práticas promotoras da biodiversidade
C.1.1.1.1.3	Conservação do solo, Pastagens Biodiversas
C.1.1.2.1	Montado e Lameiros
C.1.1.2.2	Culturas Permanentes e Paisagens Tradicionais
C.1.1.3	Mosaico Agroflorestal
C.1.2.2	Pagamento Rede Natura
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
C.2.1.3	Investimentos não produtivos
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas
C.3.2.2	Instalação de sistemas agroflorestais

Código de Intervenção da PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para a criação ou manutenção de ecótonos
C.3.2.3	Prevenção da floresta contra agentes bióticos e abióticos
C.3.2.4	Catástrofes naturais, climáticos adversos ou de acontecimentos catastróficos
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem
C.3.2.8	Prémio à perda de rendimento e à manutenção de investimentos florestais
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas
D.2.5	Proteção de espécies com Estatuto e Silvo-ambientais
TOTAL	21

Preços unitários antes de impostos

- Para a criação de ecótonos, os preços são os mesmos que para os equipamentos de desmatagem seletiva e outras formas de gestão de matos, abertura de pastagens naturais, sementeira, abertura de aceiros, pequenas queimadas controladas, reflorestação com vegetação arbustiva e outras misturas de matos e prados (*e.g.* 410 € / ha de limpeza por desmatagem ou subsolagem, se houver boa acessibilidade, caso contrário, o mesmo que para a criação de prados entre matos, aproximadamente 520 €).
- 32 € / hora para um técnico SIG qualificado para a avaliação e manutenção de 1 km de ecótonos²⁴.

24 Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Os ecótonos são transições mais ou menos amplas entre *habitats* ou ecossistemas. As populações de coelhos atingem as suas maiores abundâncias nas áreas de ecótono porque estas fornecem níveis intermédios de alimento e abrigo (Palomares *et al.*, 2001; Angulo, 2003; Lombardi *et al.*, 2003; Calvete *et al.*, 2004; Godinho *et al.*, 2013; Delibes-Mateos *et al.*, 2021). Por esta razão, é uma das medidas de interesse para conservar ou promover as populações de coelhos (Navarro, 2024).

Foi sugerido que os coelhos são seletivos quanto ao *habitat*, apesar da colonização em diferentes climas, vegetação e solos, com uma justaposição de unidades ecológicas (González & San Miguel, 2005). É de salientar a importância que continua a ser dada aos ecótonos, embora alguns sejam descritos fora das áreas de distribuição originais (Wheeler *et al.*, 1985; King & Thompson, 1994; Banks *et al.*, 1999). Na Península Ibérica, a localização dos marouços está maioritariamente centrada no ecótono entre matos ou arbustos e pastagens ou culturas (Silvestre *et al.*, 2005; San Miguel *et al.*, 2014).

Os ecótonos têm o mesmo efeito positivo nas populações de coelhos que a conservação da vegetação mediterrânica e a combinação de matos e prados numa proporção adequada (Virgós *et al.*, 2003; Lombardi *et al.*, 2007; Guil *et al.*, 2014; Serronha, 2014; Navarro, 2024). Acima de tudo, a perda de prados tem um impacto considerável na conservação e promoção do coelho e de outras espécies em ecossistemas relativamente abertos. Neste sentido, entre 2009 e 2020, a área de prados em Espanha foi reduzida em 10% (Navarro, 2024).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou quatro estudos (três observacionais e um parcialmente experimental) que

avaliaram a geração ou manutenção de **ecótonos** para a Conservação ou Promoção do coelho-bravo. Três estudos foram realizados no sul de Espanha e um no sul de Portugal.

- No mato mediterrânico, a abundância de coelhos foi mais elevada no ecótono (Palomares *et al.*, 2001).
- A abundância foi positivamente associada a uma maior área de ecótono (Angulo, E., 2003).
- Os coelhos eram mais abundantes nas zonas de ecótono, onde os marouços se situavam em áreas entre arbustos e prados; e o efeito dos predadores (carnívoros terrestres e aves de rapina) sobre os coelhos era semelhante (Lombardi *et al.*, 2003).
- Da mesma forma, distâncias curtas ao ecótono tiveram um efeito positivo na presença de coelhos (Godinho *et al.*, 2013).

Assim, houve respostas positivas da população no que diz respeito à abundância, área e distância do ecótono e alguma resposta comportamental (defesa contra predadores).

Além disso, quatro outros estudos avaliaram fatores de habitat com uma mistura de **matos e prados**, e dois estudos avaliaram também diferentes coberturas de mato:

- A abundância de coelhos foi mais elevada em áreas de mosaico (Virgos *et al.*, 2003); na seleção de *habitats*, os coelhos procuraram manchas (Lombardi *et al.*, 2007); a sua abundância aumentou em *habitats* de prados com ilhas de matos (Guil *et al.*, 2014) e uma matriz adequada de culturas, vegetação natural e matos (Serronha, 2014).
- O coelho evitava paisagens homogêneas (Monzón *et al.*, 2004) e era adequado quando tinha diferentes manchas de vegetação (Narce *et al.*, 2012).

Em resumo, houve respostas positivas em termos de população e comportamento aos ecótonos como fator de *habitat* e consequentes medidas de gestão.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície e comprimento dos ecótonos conservados.
- Superfície e comprimento dos ecótonos gerados (n.º de hectares de desmatação, sementeiras ou pradarias).
- Número de parcelas (indicador de distribuição) e Unidades de gestão em causa.

Indicadores específicos:

- Abundância absoluta de coelhos (densidades de coelhos / ha amostrados dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo, por metodologia *Distance sampling* ou semelhante).
- Abundância relativa de coelhos (densidades amostradas dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo por número de latrinas / km).

Indicadores de eficácia:

- Tendência das abundâncias relativas de coelhos dentro e fora dos ecótonos gerados ou conservados. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito adequado.
- Aumento da produtividade da vegetação gerida.
- Aumento da riqueza ou diversidade e abundância de outras espécies de fauna e flora de interesse nos ecótonos criados ou conservados.

REFERÊNCIAS

- Angulo, E., 2003. Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Capítulo 1: Influencia de las variables históricas y de las variables de paisaje sobre la distribución y abundancia de las poblaciones de conejo en Andalucía. Universidade Complutense de Madrid, Madrid.
- Banks, P. B., Hume, I. D., & Crowe, O. 1999. Behavioural, Morphological and Dietary Response of Rabbits to Predation Risk from Foxes. *Oikos*, 85(2), 247-256. <https://doi.org/10.2307/3546490>
- Blanco, J. C., e Villafuerte, R. 1993. Fatores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. Informe inédito. Tragsa.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., 1997. Effectiveness of traditional wild restocking in Spain. *Journal of Zoology* 241, 271-277.
- Cooke, B.D. 1981. Rabbit Control and the Conservation of Native Mallee Vegetation on Roadsides in South Australia. *Aust. Wild. Res.*, 8:627-36.
- Godinho, S., Mestre, F., Ferreira, J.P., Machado, R., Santos, P., 2013. Effectiveness of habitat management in the recovery of low-density populations of wild rabbit. *Eur J Wildl Res* 59, 847-858. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0738-3>
- González, L. M. e A. São Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.
- Guil, F., Fernández-Olalla, M., Martínez-Jáuregui, M., Moreno-Opo, R., Agudín, S., San Miguel-Ayanz, A., 2014. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* 22, 552-558. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>
- IESA-CSIC, Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas. 2024. Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).
- King, C. M., and Thompson, Harry V. 1994. *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer*. Edited by Harry V. Thompson and Carolyn M. King. Oxford University Press
- LIFE Iberconejo, 2023. Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. [Trujillo, fevereiro de 2023](#).
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., Villafuerte, R., 2003. Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution, and activity. *Journal of Mammalogy* 84, 26-36. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084<0026:HRDIRO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084<0026:HRDIRO>2.0.CO;2)
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., 2007. Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology* 8, 453-463. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.09.004>
- Monzón, A., Fernandes, P., Rodrigues, N., 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research* 50, 1-6. <https://doi.org/10.1007/s10344-003-0027-7>
- Narce, M., Meloni, R., Beroud, T., Pléney, A., Ricci, J.C., 2012. Landscape ecology and wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) habitat modeling in the Mediterranean region. *Anim. Biodiv. Conserv.* 35, 277-283. <https://doi.org/10.32800/abc.2012.35.0277>
- Navarro Gómez, A., 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España. Informe de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.
- Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.
- Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J.M., 2001. Spatial ecology of Iberian Lynx and Abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monographs* 148, 1-36.
- San Miguel, A. (Coord.). 2014 (2.ª Edição). Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

Serronha, A.M., 2014. Modeling the factors limiting the distribution and abundance of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in SE Portugal. <http://hdl.handle.net/10174/22988>

Silvestre F., Muñoz J., Cacho C. & Gea G. 2005 (1ª reimpr.). El conejo de monte. In: Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. Madrid Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente. p. 89-103.

Soria González C. Sr. 2023. Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

Villafuerte, R., Calvete, C., Gortázar, C. & Moreno, S. 1994. First epizootic of rabbit haemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 30: 176-179.

Wheeler S.H., King D.R. 1985. The European Rabbit in South-Western Australia. I. Study Sites and Population Dynamics. *Wildlife Research* 12, 183-196. <https://doi.org/10.1071/WR9850183>

WWF España. 2017. Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 1.2. Em: El conejo silvestre en España. *Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Hábitat, alimentación y refugio. Proyecto SOS Conejo.* <https://conejowwf.es/biologia/#2.2>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 12. A manutenção da estrutura em mosaico e dos ecótonos são fatores de habitat adequados para o coelho-bravo. Por outro lado, a homogeneização (bosques uniformes, monoculturas florestais, “matos” ou paisagens muito abertas) é-lhe prejudicial (foto FCBDH).

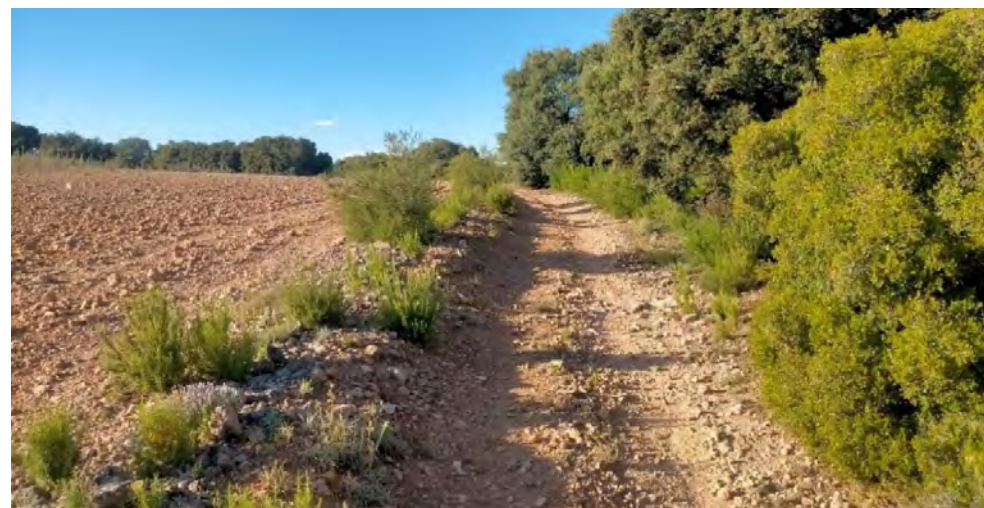


Figura 13. Os ecótonos entre matos, culturas ou pastagens naturais conservam e favorecem os coelhos. Dos matos “nobres”, destacam-se os lentiscos, quermes, carrascos (à direita) e os soutos espinhosos; e dos matos seriais, a retama, a esteva, o rosmaninho, o tomilho e o alecrim (à esquerda), entre outros (foto FCBDH).

Capítulo 1.3.

FATORES E GESTÃO DO *HABITAT*

Matos e prados



Capítulo 1.3.

FATORES E GESTÃO DO HABITAT

Matos e prados

OBJETIVOS

- Promover os matos e os prados como abrigo e alimento para as populações de coelhos-bravos.
- Selecionar fatores de *habitat* adequados, especialmente **misturas de matos e prados, com espécies arbustivas com uma cobertura do solo pouco densa e uma cobertura aérea elevada**.
- Gestão do *habitat* através da **abertura de pastagens naturais em zonas de mato**.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Um equilíbrio entre matos (abrigo natural) e prados naturais (alimento) favorece o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) e a fruticultura e a pastorícia podem ajudar (San Miguel *et al.*, 2008).

Para a gestão dos **matos**, devem ser conservados ou favorecidos os arbustais e matos permanentes da vegetação potencial e os seriais de diferentes níveis evolutivos (arbustos de orla e de substituição de bosques climáticos, ou comunidades heliófilas e colonizadoras). Muitos destes matos têm fracas características como alimento para herbívoros, mas boas características como abrigo natural para a vida selvagem. Entre os matos permanentes, destacam-se os lentiscos, quermes, carascos e diferentes arbustos espinhosos. Das seriais, as mais importantes são a esteva, o rosmaninho, o tomilho, a urze e o alecrim, todas elas

de baixa qualidade bromatológica mas ótimas para abrigo (San Miguel *et al.*, 2014).

A gestão dos matos pode ser orientada de diferentes formas, nunca generalizadas, e dependendo da zona, pode ser tão sensato fazer a desmatação de uma comunidade como protegê-la ou restaurá-la (Gonzalez & San Miguel, 2005). Neste sentido, trata-se de boas práticas:

- A manutenção da **estrutura** em mosaico é um dos fatores de *habitat* mais adequados para o coelho-bravo, conservando *misturas de matos e prados, com espécies arbustivas de baixa cobertura do solo e elevada área*. Por outro lado, a homogeneização quase total de alguns ecossistemas (e.g., a “matagalização”), com perda da diversidade estrutural e biológica dos matos, é prejudicial para os prados. Deste ponto de vista, no que diz respeito à gestão, são práticas comprovadas a desmatação, por um lado, e os repovoamentos arbustivos, por outro.
- As **desmatações** geram clareiras e, por conseguinte, pastagens naturais entre os matos, eliminando os arbustais de forma seletiva em função das espécies e da superfície afetada. Utiliza-se para obter um equilíbrio entre o mato e o Prado, numa proporção de cerca de 40-60% de cada um, mas distribuídos em mosaico. A desmatação extensiva e excessiva não é aconselhável para a conservação das populações de coelhos-bravo.
- A **replantação de arbustos**, no caso de superfícies uniformes sem mato, é utilizada para a recuperação ambiental e para aumentar o abrigo e a conectividade da vida selvagem.

A **pascicultura** pode aumentar a qualidade da alimentação dos coelhos, o que, por sua vez, influencia a sua reprodução. A mistura com matos é essencial, com áreas de cobertura baixa a média, sendo a área mínima de prados 25% da área total, mas distribuída espacial e temporalmente de forma heterogénea.

- A gestão deve ter por objetivo melhorar a qualidade e a distribuição dos prados, mais do que a quantidade, uma vez que a qualidade está relacionada com a fertilidade. Os coelhos reproduzem-se quando a proteína digestível (*Matéria Azotada Digestível*) excede os 17% (Villafuerte *et al.*, 1997). Um bom indicador é a abundância e a riqueza das leguminosas, que são ricas em proteínas, captam o azoto atmosférico e melhoram o solo. Além disso, a qualidade das leguminosas mantém-se na floração, após a germinação e nas sementes, onde o teor de proteínas é elevado, razão pela qual os coelhos as selecionam no verão. No entanto, as leguminosas são exigentes para o solo. No caso de prados pobres em leguminosas, podem ser plantados **pradarias de leguminosas**, que são naturalizados com o banco de sementes do solo. A gestão dos prados que favorece as leguminosas em detrimento das gramíneas inclui o fornecimento de fósforo e o **pastoreio** regenerativo extensivo, que fertiliza razoavelmente e liberta parcialmente a concorrência das gramíneas.

Em resumo, uma gestão adequada do *habitat* para os coelhos-bravo no caso de grandes superfícies de mato, é a combinação de desmatagem seletiva em pequenas tesselas ou remendos com sementeiras de pradarias, que, em conjunto, aumentam o número de coelhos através do aumento de alimento e de abrigo natural (Guil, F. y Moreno-Opo, R., 2007). Esta ação é muito bem complementada por outras ações de gestão do *habitat* (pastagens naturais, sementeiras, revegetação, desbastes, aceiros, pontos de água ou podas de produção) e, sobretudo, pela criação e manutenção de ecótonos.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- A desmatagem seletiva deve ser feita manualmente ou com roçadoras de disco ou, em alguns casos, com pequenas roçadoras de corrente.
- Trator de lagartas de 90 cv, grades, cultivador, espalhador de fertilizantes e rolo. Em alternativa, um trator com pneus de borracha, mas com risco de perfurações no mato.
- Em caso de plantação de prados, semente peletizada, 18 kg de trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum*) / ha com outras espécies de leguminosas herbáceas.
- Material e medidas de prevenção de incêndios florestais e de riscos profissionais. Um operador qualificado pode ser suficiente.

Época de realização e condicionantes

- As autorizações administrativas relevantes, sujeitas a diferentes condições, para trabalhos florestais e trabalhos no ambiente natural, utilização dos solos, riscos de incêndio florestal e outros.
- Fora das Áreas e Períodos Críticos (de reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas, com a desarborização em fevereiro-março, a bina (ou segunda lavoura) para maio-junho e a sementeira em setembro-outubro.
- Não pode ser efetuado em Áreas críticas para espécies ameaçadas.
- O declive recomendado deve ser inferior a 15% e nunca superior a 30% (mas existem diferentes restrições administrativas regionais).

Pormenores de execução

- A **desmatação** deve ser considerada quando a área de vegetação rasteira excede 65-70% da área. Se for esse o caso, é possível remover o mato serial por talhões, com perfil gradual de surriba.
- Os matos e os prados devem ser misturados em pequenas tesselas (de entre 0,5 a 1 ha) de formas irregulares, criando mosaicos e ecótonos.
- Podem ser manuais (de preferência) ou mecanizadas (com uma roçadora mecânica acoplada a um trator).
- A superfície máxima recomendada a ser desmatada é de 10 ha. A distância ótima entre as parcelas deve situar-se entre 40 e 100 m. Tal como nos ecótonos, as distâncias curtas até às margens têm um efeito positivo sobre os coelhos; existem estimativas de raios de ação do coelho de 300 metros que, na prática, implicam distâncias máximas entre margens. A distância às pastagens naturais é um fator determinante na colonização.
- Tal como para as outras medidas, os matos mais desenvolvidos e a orla vegetal em torno dos cursos de água devem ser respeitados numa extensão mínima de 25 metros.
- A **colheita** manual de rebentos era feita tradicionalmente pelo arranque manual de pequenos matos colonizadores de bons prados, sendo o caso mais particular, seletivo e caro de desmatação.
- As áreas com populações elevadas de coelhos não devem ser limpas.
- Após a desmatação, pode ser cultivada com cereais e leguminosas de sequeiro e, no ano seguinte, podem ser plantadas pradarias.
- Se não forem plantadas culturas ou prados, é aconselhável cortar, penetrando no solo apenas alguns centímetros e deixando uma pequena camada de terra solta e arejada, sem excesso.
- O **solo** é o menos renovável dos recursos, pelo que é importante evitar a sua degradação através da lavoura. A limpeza do solo só deve ser reservada para o estabelecimento de prados artificiais, semi-naturais ou culturas.
- Após a desmatação, as herbáceas dos **prados** devem ser favorecidas, quer através da fertilização fosfatada, quer através do aumento da carga de pastoreio, o que pode impedir o recrescimento ou o crescimento do mato.
- Se se quiser melhorar a qualidade dos prados, após a desmatação ou em geral, é possível aumentar as leguminosas através da **fertilização fosfatada** (especialmente em solos ácidos com alguma riqueza anterior de leguminosas). Recomenda-se uma fertilização moderada de 40 unidades (kg/ha de P_2O_5) de 5 em 5 anos, utilizando superfosfato de cálcio ou fosfato de rocha, aplicados em cobertura com um espalhador de fertilizantes.
- Para a sementeira de **pradarias** de leguminosas (por exemplo, com misturas de trevo subterrâneo e outros), pode ser necessário o cultivo com um cereal protetor. A criação de gado deve ser limitada até à primeira frutificação, mas depois disso é desejável a presença de ovelhas, que irão replantar e manter a pastagem (Agudín *et al.*, 2011).
- As pradarias são selecionadas positivamente pelos coelhos, mas se as suas densidades forem demasiado elevadas, o banco de sementes do solo pode ser esgotado (Muñoz-Igualada, 2005).
- O **revegetação** com espécies arbustivas é reservado às herdades onde a ausência de mato pode afetar o coelho, por exemplo,

devido a uma carga elevada de ungulados. Nomeadamente para a recuperação das margens dos ribeiros, silvados, espinheiros, lentiscais, quermes ou giestais. No entanto, têm um custo elevado.

- Outras medidas adequadas constam da própria condicionalidade da PAC, com boas práticas agrícolas como a manutenção de prados permanentes, a criação de faixas de proteção ao longo dos cursos de água, uma percentagem mínima de superfícies ou elementos não produtivos ou a proibição de converter ou lavar prados permanentes sensíveis na Rede Natura 2000.
- Em termos de **perceção social**, os caçadores em zonas de escassez de coelhos consideram que a plantação para criar um *habitat* em mosaico (alimento e abrigo) é uma medida eficaz para a promoção do coelho. Os agricultores e ganadeiros não se opõem a esta medida, mas também não manifestam qualquer intenção de a aplicar. Alguns caçadores e técnicos governamentais reconhecem-na como benéfica, embora sejam céticos quanto ao seu impacto se for aplicada em pequenas áreas, uma vez que teria pouco impacto no *habitat* (IESA-CSIC, 2024).
- A manutenção e a sustentabilidade a longo prazo deste tipo de ações no ambiente, bem como o seu acompanhamento e seguimento, são essenciais.
- A eficácia das medidas de gestão do *habitat* pode ser baixa em termos absolutos, pelo que para aumentar a sua eficácia devem ser aplicadas com esforços consistentes, a longo prazo e em grande escala (LIFE Iberconejo, 2023).

FINANCIAMENTO

Estas ações envolvem por vezes custos elevados e devem ser planeadas em detalhe, incluindo as alternativas mais eficientes (LIFE Iberconejo, 2023).

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foram identificadas três medidas para possível financiamento da PAC (2023-27): *a mistura de matos e prados; espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada; e a abertura de pastagens naturais em áreas de matos* (Navarro & Mattos, 2024). Além disso, a sementeira de culturas de cobertura e de pradarias após a desmatização pode ser financiada com 5 intervenções em Espanha e 14 em Portugal.

Em **Espanha**, as medidas de melhoramento de prados, independentemente do seu tipo e mediante fundamentação, podem ser apoiadas ou financiadas pela PAC, no total através de 15 intervenções do PEPAC (**Tabela 9**).

A mistura de matos e prados pode ser financiada com 14 intervenções. Os primeiros 6 são de âmbito estatal e os restantes 8 são de âmbito regional. Além disso, são possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos do FEDER em 10 CCAA e do Programa LIFE.

As espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada podem ser financiadas com 2 intervenções (6844 e 6871), ambas a nível regional (CCAA). Além disso, são possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos do FEDER em 10 CCAA e do Programa LIFE.

A gestão para a *abertura de pastagens naturais em zonas de mato* pode ser financiada com outras 8 intervenções. São possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos do FEDER em 10 CCAA e do LIFE.

Tabela 9. Intervenções da PAC em Espanha para matos e prados, espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada e abertura de pastagens naturais em zonas de matos

Código de Intervenção da PAC Espanha & Nome da intervenção PEPAC		Mistura de matos e prados	Espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada	Abertura de pastagens naturais em zonas de mato
BCAM 4 ²⁵	Faixas de proteção das margens dos rios	1	-	-
BCAM 8	Manutenção das características da paisagem e não abate de árvores durante a época de reprodução das aves	1	-	-
BCAM 9	Prados permanentes ecologicamente sensíveis em sítios Natura 2000	1	-	-
1PD31001801V1	Pastoreio extensivo, ceifa e biodiversidade em superfícies de Prados Húmidos	1	-	-
1PD31001802V1	Pastoreio extensivo, ceifa e biodiversidade em Prados Mediterrânicos	1	-	-
1PD31001809V1	Espaços de biodiversidade em terras de cultivo e culturas permanentes	1	-	-
6501.3	Compromissos para a promoção e gestão sustentável dos prados	1	-	1
6712	Desvantagens da aplicação da Diretiva-Quadro Água e da Diretiva NR2000	1	-	-
6844	Mitigação-adaptação às alterações climáticas, utilização eficiente...	1	1	1
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural	1	1	1
6881.1	Reflorestação e sistemas agro-florestais	-	-	1
6881.2	Investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais	1	-	1
6881.3	Investimentos florestais não produtivos na recuperação de danos florestais	1	-	1
6881.4	Investimentos florestais não produtivos na silvicultura com objetivos ambientais	1	-	1
7165	Cooperação para o meio ambiente	1	-	1
TOTAL	15	14	2	8

25 As Boas Condições Agrícolas e de Meio Ambiente das terras agrícolas (BCAM) da condicionalidade reforçada são obrigatórias (Real Decreto [1049/2022](#)): servem para implementar ou manter práticas e elementos paisagísticos, mas não financiam diretamente; devem ser implementadas ou mantidas através da cobrança da PAC. O mesmo se passa com o BCAA em Portugal.

Em **Portugal**, estas medidas são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27), com 21 intervenções no total (**Tabela 10**): a mistura de matos e prados pode ser financiada com 21 intervenções; as espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada com 16; e gestão para abertura de pastagens naturais em zonas de matos, com 15 intervenções. A escala de implementação é nos 18 distritos de Portugal continental.

Tabela 10. Intervenções da PAC em Portugal para matos e prados, espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada e abertura de pastagens naturais em zonas de matos

Código de Intervenção da PAC Portugal & Nome da intervenção PEPAC		Mistura de matos e prados	Espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada	Abertura de pastagens naturais em zonas de mato
BCAA 4	Estabelecimento de faixas de proteção ao longo dos cursos de água	1	-	-
BCAA 8	Elementos não produtivos paisagísticos e reprodução das aves	1	-	-
BCAA 9	Prados permanentes ambientalmente sensíveis nos sítios da rede Natura 2000	1	-	-
A.3.6	Práticas promotoras da biodiversidade	1	-	-
C.1.1.2.1	Montado e Lameiros	1	1	1
C.1.1.2.2	Culturas Permanentes e Paisagens Tradicionais	1	-	-
C.1.1.3	Mosaico Agroflorestal	1	1	1
C.1.2.2	Pagamento Rede Natura	1	1	-
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental	1	1	1
C.2.1.3	Investimentos não produtivos	1	1	1
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas	1	1	1
C.3.2.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental	1	1	1
C.3.2.3	Prevenção da floresta contra agentes bióticos e abióticos	1	1	1

Código Intervención PAC Portugal & Nombre de la intervención del PEPAC		Mezcla de matorrales y pastos	Especies arbustivas con una cobertura poco densa del suelo y alta aérea	Apertura de pastizales en zonas de matorral
C.3.2.4	Catástrofes naturais, climáticos adversos ou de acontecimentos catastróficos	1	1	1
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema	1	1	1
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem	1	1	1
C.3.2.8	Prémio à perda de rendimento e à manutenção de investimentos florestais	1	1	1
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais	1	1	1
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados	1	1	1
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas	1	1	1
D.2.5	Proteção de espécies com Estatuto e Silvo-ambientais	1	1	1
TOTAL	21	21	16	15

Preços unitários antes de impostos

Tabela 11. Preços para medidas relativas a matos e prados

€	Unidade	Conceito
690€	ha	Sementeira de leguminosas com cereais de proteção. Inclui a preparação do terreno e a sementeira p.s.
696€	ha	Implantação de pradaria de leguminosas , incluindo a preparação do terreno e sementeira. O mesmo se aplica à cultura de prados permanentes de sequeiro, plantados com equipamento exterior; com várias espécies de trevo (principalmente <i>Trifolium subterraneum</i> , acompanhado de <i>T. hirtum</i> e <i>T. glomeratum</i>) em solos ácidos; ou luzerna (<i>Medicago sativa</i>) e sanfeno (<i>Onobrychis sativa</i>) em solos básicos. São frequentemente complementados com uma percentagem de cereais de proteção contra as geadas e para diversificação da alimentação.
520€	ha	Desmatção por surribo ou subsolagem. Considera-se que a acessibilidade é pior do que no caso dos ecótonos, mas o preço é o mesmo (410 euros).

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

A revisão bibliográfica realizada no âmbito do projeto LIFE Iberconejo identificou nove estudos que avaliaram misturas de matos e prados, espécies arbustivas com cobertura rasteira pouco densa e cobertura aérea elevada, e gestão de *habitat* através da abertura de pastagens naturais em zonas de mato.

Cinco estudos, um experimental e quatro observacionais, avaliaram os efeitos do *habitat* com uma **mistura de matos e prados**, centrando-se na conservação ou promoção do coelho-bravo. Quatro estudos foram realizados em Espanha (centro e sul) e um no sudeste de Portugal:

- Algumas táticas anti-predadores dos coelhos estão relacionadas com a cobertura e a proximidade do mato. Os coelhos aventuraram-se a maiores distâncias quando a cobertura era maior. Além disso, o tamanho do grupo de coelhos estava relacionado com a distância a ser percorrida; e os animais solitários ficavam mais perto do mato, enquanto os coelhos em grupos (≤ 3 animais) forrageavam mais longe do mato (Villafuerte & Moreno, 1997).
- A abundância foi mais elevada em áreas com mosaico de matos e culturas (Virgos *et al.*, 2003).
- Na seleção do *habitat*, o coelho procura a proporção ótima de remendos de alimento e de abrigo (Lombardi *et al.*, 2007).
- Os coelhos aumentaram em parcelas com *habitats* como prados com ilhas de matos e abrigos naturais e artificiais (Guil *et al.*, 2014).
- Uma matriz de culturas, vegetação natural e matos, que fornecia alimento e proteção, era adequada para o coelho (Serronha, A.M., 2014.).

Dois outros estudos observacionais no norte de Portugal e no sudeste de França avaliaram os efeitos do *habitat* com uma **cobertura média ou baixa de mato**:

- Os coelhos preferem áreas com cobertura vegetal que forneça abrigo e com uma elevada fragmentação e disponibilidade de abrigos, evitando paisagens homogêneas com cobertura contínuo (Monzón *et al.*, 2004).
- A paisagem adequada para os coelhos tem um número médio de remendos de vegetação e uma baixa proporção de arbustos (Narce *et al.*, 2012).

Também um estudo experimental no nordeste de Espanha avaliou os efeitos das **espécies arbustivas** que formam uma cobertura vegetal densa ou limpa para os coelhos:

- Os solos cobertos por vegetação densa estavam negativamente correlacionados com a abundância de coelhos. As plantas que formam uma cobertura densa do solo foram negativamente correlacionadas com a abundância e as plantas que têm uma cobertura baixa do solo tiveram um efeito positivo (Rollan & Real, 2011).

Por último, um outro estudo experimental realizado em Portugal avaliou os efeitos da **abertura de pastagens naturais em zonas de mato** para os coelhos.

- A criação de pastagens naturais (*Triticum sp.*, *Festuca sp.* e *Avena sp.*) e de abrigos teve um efeito positivo nas populações, permitindo a sua expansão. No entanto, a partir do momento em que deixaram de ser mantidos, voltaram a diminuir, sendo a distância dos núcleos às pastagens naturais um fator determinante na colonização de novos espaços (Sarmiento *et al.*, 2012).

Além disso, sabe-se que as alterações na abundância de coelhos podem influenciar a seleção do *habitat* e a utilização do território pelos predadores. A manutenção das populações de coelhos e dos seus *habitats* (ou

seja, a preservação dos matos mediterrânicos abertos) é crucial para a conservação de alguns predadores (*e.g.* Real *et al.*, 2025).

Assim, houve respostas positivas da população e do comportamento a estes dois fatores do *habitat* e a uma medida de gestão.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície gerida (número de hectares de desmatações, sementeiras e pradarias).
- Superfície e comprimento dos ecótonos gerados entre matos e prados.
- Número de parcelas e Unidades de gestão afetadas.

Indicadores específicos:

- Abundância absoluta de coelhos (densidades de coelhos / ha amostrados dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo, por metodologia *Distance sampling* ou semelhante).
- Abundância relativa de coelhos (densidades amostradas dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo por número de latrinas / km).

Indicadores de eficácia:

- Tendência das abundâncias absolutas e relativas de coelhos dentro e fora das parcelas geridas. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito adequado.
- Aumento da produtividade da vegetação gerida.
- Aumento, riqueza ou diversidade e abundância de outras espécies de interesse nas parcelas geridas.

REFERÊNCIAS

Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. 2011. *Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Habitat, Madrid.

González, L. M. e A. São Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo*. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. Fundação CBD-Habitat, Madrid. 268 pp.

Guil, F.; Agudín, S.; Alda, F.; El Khadir, N.; Fernández-Olalla, M.; García, F.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Muñoz-Igualada, J.; Oria, J.; San Miguel, A.; Silvestre, F. 2009. *Actuaciones para el fomento del conejo de monte*. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.

Guil, F., Fernández-Olalla, M., Martínez-Jáuregui, M., Moreno-Opo, R., Agudín, S., San Miguel-Ayán, A., 2014. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* 22, 552-558.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>

IESA-CSIC, Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. [Trujillo, fevereiro de 2023](#).

LIFE Iberconejo, 2024. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, C. Soria Gonzalez.

Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., 2007. *Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments*. *Basic and Applied Ecology* 8, 453-463.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.09.004>

Monzón, A., Fernandes, P., Rodrigues, N., 2004. *Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal*. *European Journal of Wildlife Research* 50, 1-6. <https://doi.org/10.1007/s10344-003-0027-7>

Muñoz-Igualada, J. 2005. *Fomento del conejo de monte (Oryctolagus cuniculus) en ecosistemas mediterráneos de suelos ácidos: ecología de madrigueras, selección y utilización de pastos y repoblaciones de conejos*. Tesis Doctoral. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Narce, M., Meloni, R., Beroud, T., Pléney, A., Ricci, J.C., 2012. *Landscape ecology and wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) habitat modeling in the Mediterranean region*. *Anim. Biodiv. Conserv.* 35, 277-283. <https://doi.org/10.32800/abc.2012.35.0277>

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Real, J., Azpillaga, M., Bosch, R., Hernández-Matías, A., Puig-Gironès, R. 2025 *How does optimal prey abundance shape space use by a territorial raptor?*. *Eur J Wildl Res* 71, 10 (2025).
<https://doi.org/10.1007/s10344-024-01890-4>

Rollan, À., Real, J., 2011. *Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance*. *Eur J Wildl Res* 57, 201-209. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0412-y>

San Miguel Ayán, A., Cañellas, I., and Roig Gómez, S. 2008. *Fruticicultura. Gestión de arbustados y matorrales*. Em: "Compendio de Selvicultura Aplicada en España". Instituto Nacional de Investigación e Tecnologia Agrária e Alimentar, Madrid, Espanha, pp. 877-907. ISBN 978-84-7498-521-4.

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundação CBD-Habitat 2014, Madrid.
<https://cbd-habitat.com/wp-content/uploads/2022/06/Manual-Lince-Iberico-2014-PROTEGIDO.pdf>

Sarmiento, P., Cruz, J., Paula, A., Eira, C., Capinha, M., Ambrósio, I., Ferreira, C., Fonseca, C., 2012. *Occupancy, colonization and extinction patterns of rabbit populations: implications for Iberian lynx conservation*. *Eur J Wildl Res* 58, 523-533. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0599-6>

Serronha, A.M., 2014. Modeling the factors limiting the distribution and abundance of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in SE Portugal. <http://hdl.handle.net/10174/22988>

Soria González C. Sr. 2023. Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

Villafuerte, R., Lazo, A., Moreno, S., 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d'Ecologie* 52, 345-356. <http://dx.doi.org/10.3406/revec.1997.2237>

Villafuerte, R. and Moreno, S. 1997. Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica* 42: 225-230.

WWF España. 2017a. Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 2. El conejo silvestre en España. *Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Desbroces. Proyecto SOS Conejo.* <https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.1.2>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 14. A estrutura em mosaico da vegetação é um dos fatores de habitat mais adequados para o coelho-bravo, preservando misturas de matos e prados (foto FCBDH).



Figura 15. As desmatações geram pastagens naturais entre os matos, removendo seletivamente os arbustais para obter um equilíbrio entre os matos e o prado, numa proporção de aproximadamente 40-60% de cada um (foto FCBDH).



Figura 16. As misturas de matos e prados, com espécies arbustivas com cobertura do solo pouco densa e cobertura aérea elevada, são fatores de habitat adequados para os coelhos (foto FCBDH).



Figura 18. Pastando num pasto (foto J. Bartolomé, WWF España).



Figura 17. O pastoreio gerido e regenerativo é uma das melhores medidas para os prados mediterrânicos (foto FCBDH).



Figura 19. Os arbustos em série, como esta esteva, são de baixa qualidade alimentar, mas constituem um bom refúgio. (foto FCBDH).

Capítulo 1.4.

FATORES E GESTÃO DO *HABITAT*

Alimento



Capítulo 1.4.

FATORES E GESTÃO DO HABITAT

Alimento

OBJETIVOS

- Promover a quantidade, a qualidade e a distribuição de alimento e aumentar a sobrevivência e a produtividade das populações de coelhos-bravos.
- Conservar e melhorar os fatores do *habitat*, como a **disponibilidade de alimento**.
- Gestão do *habitat* através de **pontos de alimentação suplementares**.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Em média, um coelho-bravo adulto (*Oryctolagus cuniculus* L.) pode ingerir 100-150 g/dia de Matéria Seca. No entanto, no caso das fêmeas reprodutoras, este valor pode ser aumentado até 240-400 g/dia (Blas, 1989). Assim, uma boa população de coelhos pode consumir cerca de 250 kg/ha de Matéria Seca, uma quantidade relativamente pequena, pois equivale, em média, a um quinto do que produz um montado em Espanha ou um montado em Portugal (San Miguel *et al.*, 2014). E, como grande parte das atividades do coelho tende a ocorrer em torno do marouço, o coelho pode ser visto como um “pastador a partir de um ponto central”, resultando num gradiente de influência sobre a vegetação (WWF, 2017).

Os coelhos não costumam fazer grandes deslocamentos para se alimentarem, dado o risco de predação. Existem estimativas de alcances de 300 metros (Cooke, 1981) e de territórios médios de 2,5 ha (Calvete

et al., 1997) que têm aplicações práticas para a gestão (e.g., distâncias entre pontos de alimentação ou até marouços ou modelos mais explícitos de avaliações).

A este respeito, a principal medida e recomendação é a manutenção da **disponibilidade de alimento** sob a forma de **prados naturais**, com uma superfície mínima de 25% da área total, mas disposta de forma heterogênea.

Um **melhoramento** possível **dos prados** é a aplicação de fertilizações fosfatadas na cobertura. Outra é o estabelecimento de pradarias permanentes de sequeiro em prados nativos pobres em leguminosas, que se naturalizam com o banco de sementes do solo. As desmatações seletivas também podem ser consideradas para a integração de zonas de alimentação com o abrigo natural (mato).

As **sementeiras** específicas para a alimentação de coelhos e outros animais selvagens, como medida de reforço da população, funcionaria como alimento suplementar ou substituto dos prados naturais. Devido à sua importância na gestão, as culturas, especialmente em cobertura, são desenvolvidas num capítulo separado.

Por outro lado, a criação e a manutenção de **pontos de alimentação suplementar** complementariam a quantidade e a distribuição dos alimentos naturais disponíveis. Assim, podem ajudar a manter as populações em momentos críticos (reprodução, catástrofes como incêndios, etc.) e devem ser combinados com outras formas de gestão (e.g., suplementação cinegética). Neste caso, há que ter em conta o tipo de alimentação e a forma como é dada:

- Se forem fornecidos grão ou forragens, será nos períodos críticos de menor disponibilidade, que podem ser no verão, mas também durante as geadas de inverno. O mais aconselhável é a luzerna em rama (ou granulada) e os cereais (trigo ou aveia).
- Se forem utilizados comedouros, estes devem ser acessíveis ape-

nas aos coelhos e a outros animais de pequeno porte, distribuídos uniformemente e associados a bebedouros.

No entanto, deste ponto de vista, a **gestão integrada** (cinegética, pecuária, agricultura e conservação) é uma opção muito adequada:

Em primeiro lugar, adequar a gestão com a **pecuária e cinegética**, regulando o número de ungulados que competem pelas pradarias. Embora também possam ser utilizados para os gerir, por exemplo, os ovinos bem geridos mantêm e melhoram as pradarias. As **cargas** permitidas para a caça grossa são diferentes das permitidas para o gado doméstico, geralmente com suplementação. Em contrapartida, os ungulados selvagens são normalmente condicionados pela disponibilidade de alimentos (herbívoros e ruminantes) e pela necessidade de vegetação lenhosa densa para abrigo. Por conseguinte, estas cargas cinegéticas devem ser muito inferiores às do gado. Na floresta mediterrânica, poderiam ser as cargas máximas admissíveis de 0,3 reses de cervo/ha por período médio (San Miguel *et al.*, 2014; Carpino-Camargo *et al.*, 2021). A adequação das densidades pecuárias e cinegéticas melhorará a alimentação e o abrigo natural dos coelhos e reduzirá o risco de pisoteio dos marouços. É mesmo possível considerar a exclusão do gado através de recintos ou de pastores elétricos, que são permeáveis aos coelhos. Em geral, as concentrações de fauna devem ser evitadas devido a possíveis impactos na saúde, no solo e na vegetação; e entender a mobilidade como fundamental, não apenas no caso do gado.

Finalmente, a adequação com a gestão **agrícola**, por exemplo, com a conservação dos limites, margens e muretes em culturas lenhosas e herbáceas de sequeiro. Além disso, as sementeiras no início do outono e o cultivo tardio do restolhal favorecem os coelhos. A gestão entre fileiras de culturas lenhosas também será benéfica, permitindo **"coberturas verdes"**, ou seja, permitindo o desenvolvimento de vegetação herbácea, espontânea ou semeada. A utilização de coberturas de solo pode melhorar o solo, reduzir a erosão e a aplicação de adubos e apoiar a alimentação

dos coelhos, em particular, e a biodiversidade em geral. Desde que não existam fatores limitantes (solo ou água), a cobertura vegetal é o melhor sistema de conservação do solo (Ramírez Pérez & Lasheras Ocaña, 2015).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Para os comedouros, modelos comerciais de tremonhas, protegidas das intempéries e de outra fauna que, embora sejam geralmente destinadas às perdizes, podem ser adaptados. Malha com quadrados de 15 cm para proteção, montada em estruturas de cerca de 1x1x1 metros. Para manutenção, reboque e sacos de alimento. Um único operador pode fazer o trabalho.
- Ver também as necessidades para a gestão de matos e pradarias, vegetação mediterrânica, sementeira, pradarias, fertilizações ou desmatações.

Época de realização e condicionantes

- Para a instalação de comedouros, não há condicionantes.
- As melhores alturas para a alimentação são o verão ou o inverno com geadas, quando os pradarias não crescem.
- Não deve haver condicionantes por Períodos Críticos para espécies ameaçadas, e para as Áreas Críticas elas devem ser apenas evitadas.

Pormenores de execução

- Planear com sistemas de informação geográfica (SIG) as localizações e distâncias de pontos de alimentação suplementar, pastagens naturais, sementeiras, pradarias, fertilizações, desmatações, coberturas verdes, pontos de água, preferências de ungulados selvagens e domésticos e proximidade de trilhos. Complementar umas medidas com outras.

- A sementeira de pradarias com misturas de trevo subterrâneo e outros, com um cereal de proteção, pode melhorar o fornecimento de alimentos para animais (Cap. 1.3).
- Uma fertilização moderada com fósforo, com cerca de 40 unidades (kg/ha de P_2O_5 , superfosfato de cálcio ou fosfato de rocha) a cada 5 anos aumentará as leguminosas, o alimento mais adequado para os coelhos (Cap. 1.3).
- A nutrição pode melhorar a resistência e a sobrevivência dos coelhos. A alimentação suplementar em quantidade e qualidade pode ser tão eficaz como o abrigo (LIFE Iberconejo, 2023).
- Nos **comedouros**, utilizar estruturas de proteção firmemente fixadas ao solo para impedir o acesso de ungulados, o consumo ou a quebra. A mesma estrutura pode ser utilizada para colocar um comedouro e um bebedouro em conjunto, especialmente se for fornecida luzerna.
- Uma cobertura de ramos camufla e protege os coelhos dos predadores aéreos quando estão no comedouro.
- Os alimentos podem ser depositados diretamente na estrutura de proteção (luzerna) ou em funis de um só lado (grãos de cereais como o trigo ou a aveia) que reduzem o consumo por aves e formigas.
- Não se recomenda a utilização de rações comerciais, que são menos palatáveis para os coelhos e que podem estar tratadas ou medicadas.
- Basta *complementar* a alimentação natural dos coelhos, o aporte não deve ser *ad libitum*, para que as alterações alimentares e o excesso de alimentos suplementares não tenham efeitos negativos (enteropatias ou disbiose devido ao aumento significativo da quantidade e da percentagem de proteína).
- Considerar o espaçamento da distribuição dos alimentos para a expansão dos coelhos, de modo a que os coelhos não se tornem dependentes e não se expandam.
- O risco de infeção por RHD pode aumentar em locais com alimentação suplementar e outras condições adicionais (Garcia-Bocanegra *et al.*, 2011).
- As coberturas vegetais são uma prática positiva tanto para a promoção como para a prevenção de danos agrícolas (enquanto houver alimentos nas estradas, haverá menos danos nas culturas). No entanto, com a limitação de que no final da primavera e no verão, na maioria das vezes (na Península Ibérica interior e seca), estas coberturas têm de ser secas para não competirem com as culturas em termos de água, pelo que, embora continuem secas, podem não ser tão úteis do ponto de vista da alimentação dos coelhos.
- Em termos de **perceção social**, a alimentação suplementar (comedouros) não é uma ação diretamente mencionada, mas, nas zonas danificadas, faz-se referência às coberturas vegetais entre as culturas como uma potencial fonte alternativa de alimentação, embora isto gere opiniões contraditórias entre caçadores e agricultores, e entre os próprios agricultores, dependendo da zona. As sementeiras para gerar um *habitat* em mosaico estão indiretamente previstas em zonas de escassez como possível fonte de alimento (IESA-CSIC, 2024).
- A manutenção e a sustentabilidade a longo prazo das ações de gestão dos *habitats*, bem como o seu acompanhamento e seguimento, são essenciais para garantir a eficácia, que pode ser baixa em termos absolutos. Devem ser aplicadas com esforços constantes, de longo prazo e em larga escala, em articulação com outras gestões e em Unidades de Gestão (LIFE Iberconejo, 2023).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foram identificadas duas medidas com potencial financiamento da PAC (Navarro & Mattos, 2024): a *disponibilidade de alimentos e gestão através de pontos de alimentação suplementar*.

Em **Espanha**, a disponibilidade de alimento pode ser financiada pela PAC (2023-27) com 19 intervenções do PEPAC, nos pilares I, II e transversalmente (Tabela 12). As primeiras 7 são à escala estatal e os restantes a nível regional (CCAA). São possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos FEDER (em 10 CCAA) e LIFE.

Os pontos de alimentação suplementares podem ser financiados com 3 outras intervenções, sendo também possíveis outras fontes de financiamento através de fundos FEDER (em 10 CCAA) e LIFE (**Tabela 12**).

Tabela 12. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de disponibilidade de alimentos para animais e pontos de alimentação suplementar.

Código de Intervenção da PAC Espanha & Nome da intervenção PEPAC		Disponibilidade de alimento	Pontos de alimentação suplementar
BCAM 4	Criação de faixas de proteção ao longo das margens dos rios	1	-
BCAM 6	Evitar solos nus no(s) período(s) mais sensível(eis).	1	-
BCAM 8	Manutenção dos elementos paisagísticos, proibição de cortar a relva...	1	-
BCAM 9	Prados permanentes sensíveis em sítios Natura 2000	1	-
1PD31001801V1	Pastoreio, ceifa e biodiversidade em Prados Húmidos	1	-
1PD31001802V1	Pastoreio, ceifa e biodiversidade em Prados Mediterrânicos	1	-
1PD31001809V1	Biodiversidade em terras agrícolas e culturas permanentes	1	-

Código de Intervenção da PAC Espanha & Nome da intervenção PEPAC		Disponibilidade de alimento	Pontos de alimentação suplementar
6501.3	Compromissos para a promoção e gestão sustentável dos prados	1	-
6501.5	Proteção da avifauna	1	-
6501.6	Habitats e explorações agrícolas tradicionais que preservam a biodiversidade	1	-
6501.8	Práticas de melhoramento do solo e de controlo da erosão	1	-
6712	Desvantagens da diretiva-quadro da água e da rede natura 2000	1	-
6844	Alterações climáticas, recursos naturais e biodiversidade	1	1
6871	Serviços básicos no ambiente natural	1	1
6881.1	Reflorestação e sistemas agro-florestais	1	-
6881.2	Prevenção de danos florestais	1	-
6881.3	Recuperação de danos florestais	1	-
6881.4	Ações silvícolas com objetivos ambientais	1	-
7165	Cooperação para o meio ambiente	1	1
TOTAL	19	19	3

Em **Portugal**, estas medidas são elegíveis para financiamento no âmbito da PAC 2023-27. A disponibilidade de alimentos pode ser financiada pelas 24 intervenções identificadas no PEPAC português. Os pontos de alimentação suplementar podem ser financiados com outras 5 intervenções. A escala de implementação é possível em todos os 18 distritos de Portugal continental nas intervenções BCAA, A e C; e em 11, 2, 1 e 12 distritos em D (**Tabela 13**).

Tabela 13. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de disponibilidade de alimentos para animais e pontos de alimentação suplementar.

Código de Intervenção da PAC Portugal & Nome da intervenção PEPAC		Disponibilida-de de alimento	Pontos de alimentação suplementar
BCAA 4	Fixas de proteção ao longo dos cursos de água	1	-
BCAA 6	Prevenir solos a descoberto nos períodos mais sensíveis	1	-
BCAA 8	Não produtivos, paisagísticos aves...	1	-
BCAA 9	Prados permanentes da rede Natura 2000	1	-
A.3.3.1	Gestão dos solos - Maneio da pastagem permanente	1	-
A.3.6	Práticas promotoras da biodiversidade	1	1
C.1.1.1.1.3	Conservação do solo - Pastagens Biodiversas	1	-
C.1.1.2.1	Montado e Lameiros	1	-
C.1.1.2.2	Culturas Permanentes e Paisagens Tradicionais	1	-
C.1.1.3	Mosaico Agroflorestal	1	-
C.1.2.2	Pagamento Rede Natura	1	-
C.2.1.2	Investimento agrícola melhoria do desempenho ambiental	1	1
C.2.1.3	Investimentos não produtivos	1	1
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas	1	-
C.3.2.2	Instalação de sistemas agroflorestais	1	-
C.3.2.3	Prevenção da floresta contra agentes bióticos e abióticos	1	-
C.3.2.4	Silvícola, catástrofes naturais, adversos...	1	-
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema	1	-

Código Intervención PAC Portugal & Nombre de la intervención del PEPAC		Disponibilidad de alimento	Puntos de alimentación suplementaria
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem	1	1
C.3.2.8	Perdas de rendimento e investimentos florestais	1	-
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais	1	-
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados	1	-
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas	1	-
D.2.5	Proteção de espécies com Estatuto e Silvo-ambientais	1	1
TOTAL	24	24	5

Preços unitários antes de impostos

Tabela 14. Preços para medidas de disponibilidade de alimentos e pontos de alimentação suplementar.

€	Unidade	Conceito
120€	ud.	Instalação no local de comedouros individuais para coelhos.
164€	ud.	Módulo de proteção composto por 4 malhas de ferro ondulado de 1x1 metros, 15 cm quadrados e 1 cm de espessura para proteger o bebedouro (pode ser combinado com o bebedouro) incluindo 4 cantoneiras metálicas de 40 para sustentação.
15€	25 kg	Luzerna granulada, saco sem transporte.
		Considerar outros preços para além da alimentação: pastagens naturais, sementeiras, praias permanentes, fertilizações, desmatações, coberturas verdes, pontos de água, gestão do gado e cinegética, etc.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Os coelhos-bravos são animais adaptados à vegetação mediterrânica e a sua alimentação depende desta. No entanto, pode ser necessário aumentar a disponibilidade de alimentos em quantidade e qualidade durante a época de reprodução, quando as fêmeas necessitam de alimentos com 17% de proteína bruta, na estação seca ou noutras alturas críticas. Também em zonas de pecuária extensiva, ou com grandes cargas cinegéticas, ou, pelo contrário, quando a carga é deficiente e o mato se fecha e se perdem os prados. Para que uma população de coelhos diminua, basta que um dos fatores limitantes aumente, e a alimentação é um deles (Agudín *et al.*, 2011; WWF, 2017a).

Os coelhos são fitófagos e desenvolveram duas estratégias neste domínio:

- A **cecotrofia**, uma “segunda digestão ou pseudo-ruminância” para se alimentar de legumes de qualidade medíocre. Todos os animais ruminantes são herbívoros, mas nem todos os herbívoros são ruminantes, como os coelhos. Têm um ceco longo e volumoso com microrganismos fermentadores, mas que se encontra no fim do tubo digestivo. Os coelhos produzem dois tipos de fezes: fezes duras, fibrosas e pobres em proteínas, e fezes moles (cecotróficas), ricas em proteínas e outros nutrientes. Estas últimas são novamente engolidas, passam por uma *digestão adicional* de até 8 horas no estômago e os nutrientes que não foram utilizados na primeira digestão são absorvidos no intestino (Blas, 1989).
- As fêmeas só ovulam e iniciam a gestação quando estão bem alimentadas e ingerem aproximadamente 17% **de proteína bruta** (Blas, 1989; Villafuerte *et al.*, 1997), um limiar excedido pela maioria das leguminosas, mas não pelas gramíneas, exceto durante a sua fase de crescimento vegetativo.

- A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou seis estudos que avaliaram os efeitos da disponibilidade de alimentos (Soria, 2023). Destes, três estudos experimentais no centro de Espanha avaliaram-no como um fator de *habitat* centrado na promoção com repovoamento:
- Um estudo concluiu que a abundância de coelhos era mais elevada em áreas dominadas por um mosaico de matos e culturas. Em populações contínuas, os mosaicos de pastagens naturais com culturas e matos determinaram a abundância (Virgós *et al.*, 2003).
- Outros trabalhos concluíram que os marouços artificiais devem ser localizados em locais com uma cobertura alimentar ligeiramente inferior a 50%, enquanto a utilização individual de cada marouço foi maior em locais com pelo menos 20% e 50% de disponibilidade de alimento e abrigo nas proximidades, respetivamente (Fernández-Olalla *et al.*, 2010).
- Além disso, a disponibilidade de alimentos tornou-se o fator limitante quando a população se estabeleceu (WWF Espanha, 2017b).

Por outro lado, três estudos, dois observacionais e um experimental, avaliaram os efeitos da alimentação suplementar na conservação e promoção dos coelhos-bravos. Um estudo foi efetuado fora da área de distribuição original, um no centro e sul de Espanha e outro no sul de Portugal.

- Por um lado, a eficácia da alimentação suplementar foi comprovada em condições de privação alimentar (Wallage-Drees e Michielssen, 1989).
- Por outro lado, a gestão do *habitat* (alimentação e água suplementares, cultivo e gestão do mato) e a remoção de predadores foram as principais atividades associadas a alterações populacionais (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

- Por fim, verificou-se através de experimentação que 60% das estações de alimentação suplementar eram destruídos por veados ou javalis, 70% das restantes eram utilizadas por coelhos, sendo a abundância maior nestas áreas (Loureiro *et al.*, 2011).

Por conseguinte, houve respostas positivas da população e do comportamento a estes tipos de fatores e de gestão.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfícies (ha) com alimento disponível para os coelhos, tais como pastagens naturais, pradarias, culturas ou coberturas vegetais na Unidade de gestão.
- Estimativa do peso (kg) dos alimentos disponíveis em montados, pastagens naturais, pradarias e culturas.
- Número e distribuição dos pontos de alimentação artificial existentes. Distâncias médias (como indicador da distribuição).
- Peso (kg) em entradas totais de pontos de alimentação suplementar por estação (*e.g.*, luzerna, grão de cereais).
- Outros indicadores hídricos (para a gestão integrada dos alimentos e da água).

Indicadores específicos:

- Abundâncias relativas de coelhos (estimadas pelo número de latrinas / km) em pontos de alimentação natural, artificial ou suplementar e em áreas de controlo.
- Abundância absoluta de coelhos (densidades de coelhos / ha amostrados dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo, por metodologia *Distance sampling* ou outra).

Indicadores de eficácia:

- Tendência das abundâncias relativas e absolutas de coelhos dentro e fora das parcelas geridas. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito adequado. Podem ser utilizados para avaliar tanto a promoção como a prevenção de danos.
- Disponibilidade de alimentação natural ou superfície a que cada coelho teria teoricamente direito: superfícies (ha) de alimento natural / densidades absolutas.
- Disponibilidade de alimentação suplementar: peso (kg) no total de contribuições de pontos de alimentação suplementar / densidades absolutas.
- Comparação com a Matéria Seca (kg/ha) produzida em média por um montado, assumindo médias de 125 g/dia de consumo / coelho / dia.
- Aumento da produtividade das populações de coelhos, embora muito dependente da pluviosidade.
- Aumento, riqueza ou diversidade e abundância de outra fauna de interesse nas zonas de alimentação.

REFERÊNCIAS

Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. (2011). Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Hábitat, Madrid.

Blas, C. 1989. La alimentación del conejo. Ed. Mundi-Prensa. Madrid

Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., 1997. Effectiveness of traditional wild restocking in Spain. *Journal of Zoology* 241, 271-277.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb01957.x>

Carpino-Camargo, A.J. et al. 2021. Assessing red deer hunting management in the Iberian Peninsula: the importance of longitudinal studies. *PeerJ* 9: e10872. <https://doi.org/10.7717/peerj.10872>

Cooke, B.D. 1981. Rabbit Control and the Conservation of Native Mallee Vegetation on Roadsides in South Australia. *Aust. Wild. Res.*, 8:627-36.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers Conserv* 17, 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>.

Fernández-Olalla, M., Martínez-Jauregui, M., Guil, F., San Miguel-Ayán, A., 2010. Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited? *Eur J Wildl Res* 56, 829-837. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0377-x>

García-Bocanegra, I., Astorga, R.J., Napp, S., Huerta, B., Carbonero, A., Perea, A., Arenas, A., 2011. Factors affecting the seroprevalence of lagovirus infection in wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Southern Spain. *The Veterinary Journal* 189, 89-94. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2010.06.009>

Guil, F.; Agudín, S.; Alda, F.; El Khadir, N., Fernández-Olalla, M.; García, F.; Martínez-Jauregui, M.; Moreno-Opo, R.; Muñoz-Igualada, J.; Oria, J.; San Miguel, A.; Silvestre, F. 2009. Actuaciones para el fomento del conejo de monte. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.

IESA-CSIC, Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas. 2024. Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2023. Documento resumen de las [Jornadas Iberconejo](#) sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. Trujillo, febrero 2023.

Loureiro, F., Martins, A.M., Santos, E., Lecoq, M., Emauz, A., Pedroso, N.M., Hotham, P., 2011. O papel do programa lince (LPN/FFI) na recuperação do habitat e presas do lince-ibérico no sul de Portugal. *Galemys* 23, 17-25

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027. Entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

Soria González C. Sr. 2023. Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Villafuerte, R., Lazo, A., Moreno, S., 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d'Ecologie* 52, 345-356. <http://dx.doi.org/10.3406/revec.1997.2237>

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

Wallage-Drees y Michielsen, 1989. The influence of food supply on the the influence of food supply on the population dynamics of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in a Dutch dune area. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, Volume 54, p. 304-323.

WWF España. 2017a. Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo. <https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.2.1>

WWF España, 2017b. Análisis históricos de la evolución de las poblaciones de conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus*) en los cercados de reintroducción de WWF en la Sierra de Andújar. <https://conejowwf.es/wp-content/uploads/2017/04/15-aos-de-WWF-reintroduciendo-conejos.pdf>

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 20. A principal recomendação em relação à alimentação é manter a disponibilidade de prados naturais, com uma superfície mínima de 25% da área total, mas dispostos de forma heterogênea (foto WWF-Espanha).



Figura 21. Uma possível melhoria dos prados é a utilização de fertilizantes fosfatados aplicados como cultura de cobertura, que favorece as leguminosas e, por conseguinte, os coelhos, utilizando superfosfato de cálcio ou fosfato de rocha, aplicados com um espalhador de fertilizantes (fotos FCBDH).



Figura 22. O estabelecimento de pradarias permanentes melhora os prados nativos pobres em leguminosas, como este trevo (Trifolium sp.) com diferentes espécies (foto S. Agudín).

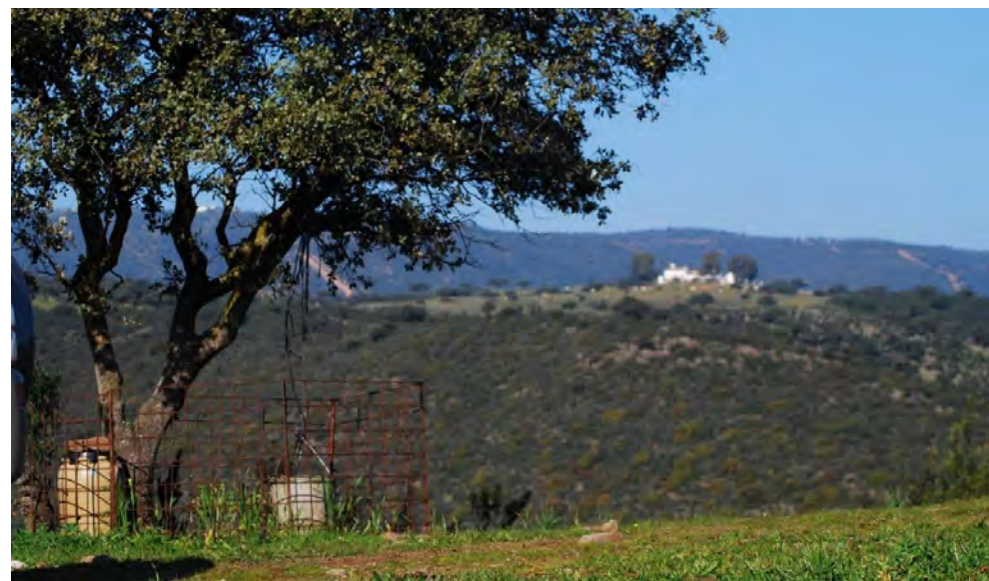
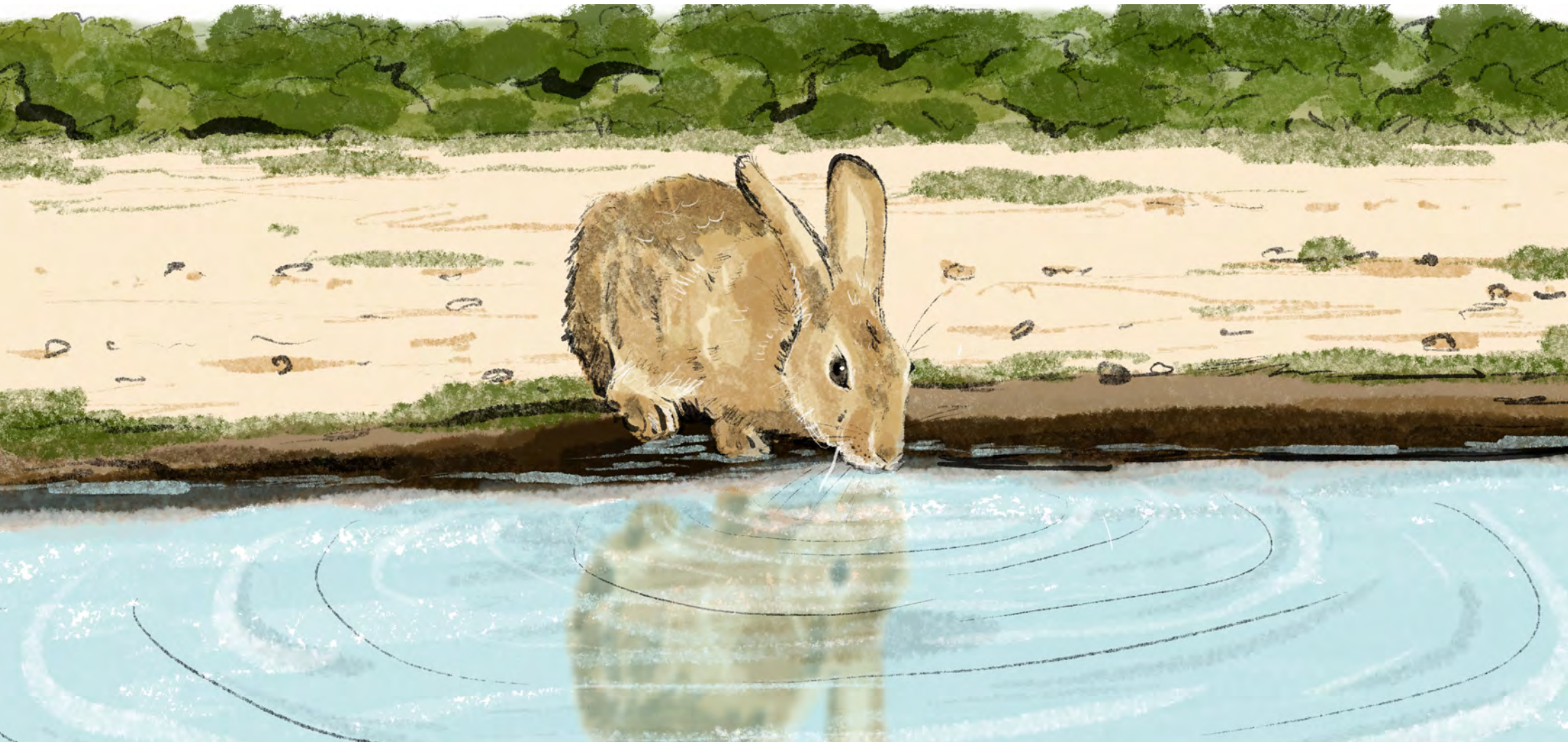


Figura 23. A manutenção de pontos de alimentação suplementar com luzerna e cereais complementa a quantidade e a distribuição dos alimentos naturais e pode ajudar a manter as populações de coelhos em alturas críticas. Se forem utilizados comedouros, estes devem ser acessíveis apenas aos coelhos ou a outra fauna menor, distribuídos uniformemente e associados a bebedouros (foto FCBDH).

Capítulo 1.5.

FATORES E GESTÃO DO *HABITAT*

A água



Capítulo 1.5.

FATORES E GESTÃO DO HABITAT

A água

OBJETIVOS

- Promover a quantidade, a qualidade e a distribuição da água e aumentar a sobrevivência e a produtividade das populações de coelhos-bravos.
- Conservar e melhorar os fatores de *habitat*, como a disponibilidade de **pontos de água naturais**.
- Gestão do *habitat* através de **pontos de água suplementares**.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Embora os coelhos-bravos (*Oryctolagus cuniculus* L.) sejam animais adaptados ao clima mediterrânico e resistentes à escassez de água, são dependentes da água, especialmente durante a reprodução das fêmeas e no verão, quando não obtêm água da sua dieta. A medida consiste, por conseguinte, em:

- Conservação e manutenção dos **pontos de água naturais**. Para otimizar a utilização de arroios, charcos ou nascentes, estes devem ser protegidos dos ungulados, por exemplo, com bebedouros ou recintos (por exemplo, por vedação com malhas metálicas ou pastores elétricos, que são permeáveis aos coelhos e outra fauna), embora isso dependa das cargas concorrentes.
- Criação e manutenção de **pontos de água suplementares**, como charcos e bebedouros artificiais, para complementar a distribuição

de pontos de água naturais. Os bebedouros devem ser acessíveis apenas aos coelhos ou a outros animais selvagens mais pequenos, distribuídos uniformemente e podem ser associados a comedouros.

Também neste caso, a melhor opção é a **gestão integral** (hidrológica, cinegética, pecuária, florestal, incêndios e conservação). Por exemplo, com a adaptação ao gado e à caça maior, com cargas admissíveis de ungulados, sendo recomendado um máximo de 0,3 cervos/ha (em bosques mediterrânicos sem suplemento alimentar). As densidades das espécies de caça menor estão diretamente relacionadas com os pontos de água permanentes e, no caso da perdiz-vermelha, são decisivas. Em geral, a água é um benefício à escala local para quase toda a biodiversidade.

O impacto no ambiente é elevado: na fauna, permitindo satisfazer as suas necessidades, e na vegetação, facilitando o estabelecimento de comunidades sub-representadas. No entanto, para a vegetação que circunda os pontos de água, pode significar um aumento do trânsito de fauna de maior porte, com nitrificação ou compactação do solo, e um aumento temporário da capacidade de gestão. Uma boa prática consiste em evitar concentrações de fauna no verão (devido aos possíveis efeitos sobre a saúde, o solo e a vegetação) e a turvação, o assoreamento e a nitrificação da água, pelo que pode ser aconselhável transportar a água para bebedouros (Guil & Moreno-Opo, 2007).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Para a criação de charcos, é necessário um buldózer com elevador frontal (ou um trator), o que permite trabalhar com diferentes larguras de telha. Para charcos mais pequenos, uma retroescavadora com baldes específicos.

- Os bebedouros artificiais preferidos são integrados e feitos de betão, ou com um tanque (betão ou metal, em vez de plástico) e uma bacia (betão).
- Malha com quadrados de 15 cm para proteção, combinada com comedouros, em estruturas de 1x1x1 m.
- Para a manutenção dos bebedouros, tanque de transporte para mais de 1.000 litros de água, com acoplamento, e peças sobressalentes para boias e borrachas para as bacias; ou cuba de 10.000 m³ (para grandes irrigações ou abastecimento geral de água).

Época de realização e condicionantes

A construção de charcos artificiais é condicionada por:

- Autorizações administrativas, de acordo com o domínio público hídrico, a utilização de máquinas pesadas em trabalhos florestais e o risco de incêndios florestais.
- As Áreas e Períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas. Se for esse o caso, apenas de outubro a janeiro. Caso contrário, setembro-novembro e março-maio, quando o solo é quente e húmido, aumentando o rendimento da maquinaria (Guil & Moreno-Opo, 2007).
- Tem um impacto positivo em todos os elementos do ambiente, exceto no caso dos prados protegidos, que poderiam ser afetadas por um eventual sobrepastoreio.

No que respeita à instalação de bebedouros artificiais, não existem restrições.

Pormenores de execução

- Planeamento SIG de localizações, distâncias a pontos de água naturais, proximidade de declives e condições. De preferência, devem simular lagos naturais.

- Os coelhos selecionam os pontos de água a distâncias não superiores a 500 m (Agudín *et al.*, 2011), têm raios de ação de 300 m (Cooke, 1981) e territórios médios de 2,5 ha (Calvete *et al.*, 1997), o que tem aplicações práticas (*e.g.*, distâncias entre pontos de água, pontos de alimentação e marouços).
- Os **charcos** recomendados devem ter uma capacidade superior a 50 m³, uma superfície superior a 50 m² e uma profundidade superior a 1 metro (Guil & Moreno-Opo, 2007).
- O declive máximo deve ser de 10% para os grandes charcos. Parte das margens deve ser pouco profunda para permitir o acesso da pequena fauna e a possibilidade de recolonização pela vegetação aquática.
- Podem ser escavados charcos mais pequenos no leito de pequenos cursos de água sazonais, que podem manter o abastecimento durante o verão.
- Devem ser utilizados **bebedouros** com capacidade suficiente (60-200 litros), com baixa evaporação, opacos, com sistema de regulação do nível, à sombra e com acesso apenas a coelhos ou outra fauna pequena. Existem coletores de água da chuva, mas não podem ser instalados debaixo das árvores. A inspeção e a manutenção durante o verão são essenciais.
- Devem ser montadas estruturas de proteção (malhas metálicas, cercas, pastor elétrico) para impedir o acesso de predadores (incluindo gatos selvagens), ungulados, o consumo de água ou a sua rutura. Os coelhos mostram uma preferência por aqueles com cobertura arbustiva e por bebedouros protegidos, porque a maioria das estações de alimentação e de abeberamento suplementar podem ser destruídas por ungulados.
- Outras recomendações e boas práticas são a conservação ou recuperação das margens dos rios, ribeiros e charcos naturais, a não la-

vra até ao limite e, de um modo geral, preservar a qualidade da água.

- No que diz respeito à **perceção social**, os pontos de água para coelhos são medidas aplicadas por muitos agricultores nas zonas danificadas como forma de evitar danos nas infra-estruturas de irrigação, embora suscitem dúvidas quanto à sua real eficácia. Os caçadores são favoráveis a esta ação como forma de favorecer a sobrevivência dos coelhos e de outras espécies cinegéticas (IESA-CSIC, 2024).
- Tal como acontece com outras medidas de gestão do *habitat*, a manutenção, a sustentabilidade, o controlo e o acompanhamento são essenciais para garantir a eficácia, que pode ser baixa. Devem ser aplicados com esforços constantes, de longo prazo, em larga escala e em rede em Unidades de Gestão com outras gestões (LIFE Iberco-nejo, 2023).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foram identificadas duas medidas para potencial financiamento da PAC (Navarro & Mattos, 2024): disponibilidade de pontos de água naturais e pontos de água suplementares.

Em Espanha, a manutenção ou criação de pontos de água, independentemente do seu tipo e mediante fundamentação, são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27). A disponibilidade de *pontos de água naturais* pode ser financiada por cinco intervenções do PEPAC (**Tabela 15**). A primeira é de âmbito estatal e as restantes quatro são regionais. São igualmente possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos FEDER (em 10 CCAA) e LIFE.

Os pontos de água suplementares podem ser financiados com cinco intervenções PEPAC, sendo também possíveis outras fontes de financiamento, através de fundos FEDER (em 11 CCAA) e LIFE (**Tabela 15**).

Tabela 15. Intervenções da PAC em Espanha para medidas relativas à disponibilidade de pontos de água naturais e artificiais.

Código de Intervenção da PAC Espanha		Disponibilidade de pontos naturais de água	Pontos de água suplementar
BCAM 8	Manutenção dos elementos paisagísticos, proibição de cortar a relva...	1	-
6501.5	Proteção da avifauna	-	1
6844	Alterações climáticas, recursos naturais e biodiversidade	1	1
6871	Serviços básicos no ambiente natural	1	1
6881.3	Recuperação de danos florestais	1	1
7165	Cooperação para o meio ambiente	1	1
TOTAL		5	5

Em **Portugal**, os pontos de água são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27), através das 14 intervenções do PEPAC. A escala de implementação é em todos os 18 distritos de Portugal continental para as intervenções BCAA, A e C; e em 11, 2, 1 e 12 distritos para as intervenções de tipo D (**Tabela 16**).

Tabela 16. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de disponibilidade de pontos de água naturais e artificiais.

Código de Intervenção da PAC Portugal		Disponibilidade de pontos naturais de água	Pontos de água suplementar
BCAA 8	Não produtivos, paisagísticos aves	1	-
A.3.6	Práticas promotoras da biodiversidade	1	-
C.1.1.2.1	Montado e Lameiros	1	-

Código de Intervenção da PAC Portugal		Disponibilidade de pontos naturais de água	Pontos de água suplementar
C.1.2.2	Pagamento Rede Natura	1	-
C.2.1.2	Melhoria do desempenho ambiental	-	1
C.2.1.3	Investimentos não produtivos	1	1
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas	1	-
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema	1	-
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem	1	1
C.3.2.8	Perda de rendimento de investimentos florestais	1	-
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais	1	1
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados	1	-
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas	1	-
D.2.5	Proteção de espécies com Estatuto e Silvo-ambientais	1	1
TOTAL	14	13	5

Preços unitários antes de impostos

Estas ações podem ser dispendiosas e devem ser planeadas em pormenor. No entanto, o seu alcance e investimento são frequentemente permanentes, o que compensa ao longo do tempo (**Tabela 17**).

Tabela 17. Preços para medidas de disponibilidade de pontos de água naturais e artificiais.

€	Unidade	Conceito
9.500€	un.	Charco de água com aproximadamente 150 m ³ , 200 m ² e 1 m de profundidade máxima, com terraplenagem, num declive de 5% e adequado para pequena fauna.
175€	L.	Bebedouro simples de 80 L, em betão, com 160 kg de peso, incluindo o transporte.

€	Unidade	Conceito
107€	L.	Bebedouro individual de 60 l, com bacia de betão e depósito de água, pesando 16 kg (leve), sem transporte (pois pode ser feito individualmente).
164€	un.	Módulo de proteção composto por 4 malhas de ferro ondulado de 1x1 metros, quadrados de 15 cm e 1 cm de espessura para proteger o bebedouro (pode ser combinado com o bebedouro) incluindo 4 cantoneiras metálicas de 40 para sustentação.
280€	Jor.	Jornada de 8 horas de cuba de transporte de 10 000 m ³ (para grandes regas ou aportes de água em geral), incluindo deslocações a uma velocidade média de 25 km/h.
195€	Jor.	Jornada de 8 horas de cuba de transporte de 10 ³ litros rebocada por um veículo ligeiro tipo pick-up, incluindo deslocações a uma velocidade média de 25 km/h. Não inclui trabalhador de apoio, apenas o condutor.
		Considerar outros preços complementares: alimentação, gestão pecuária e cinegética, etc.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

A gestão da água favorece as populações de coelhos e outras biodiversidades, uma vez que, para que uma população de coelhos diminua, basta que aumente um dos fatores limitantes. No verão, quando as pastagens e as culturas estão ressequidas, os nutrientes concentram-se nos grãos e nos frutos, e os coelhos-bravos acabam por consumir apenas forragem lenhosa (Agudín *et al.*, 2011). A má nutrição dificulta o cio, a gestação e diminui o tamanho da ninhada (WWF, 2017). Durante a lactação, as fêmeas são mais dependentes da água, seja ingerida nos vegetais ou diretamente, podendo, caso contrário, reabsorver os fetos ou interromper a lactação (San Miguel *et al.*, 2014). Assim, o clima determina a reprodução dos coelhos (Bell & Webb, 1991).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou sete estudos, experimentais e observacionais, que avaliaram os efeitos da disponibilidade de pontos de água, com foco na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023).

Dois estudos (experimental e observacional) no centro de Espanha avaliaram os efeitos da disponibilidade de pontos de água naturais. O coelho-bravo era mais abundante em zonas com pontos de água (Virgós *et al.*, 2003), embora outros autores não tenham encontrado esse efeito direto (Fernández-Olalla *et al.*, 2010):

- A abundância de coelhos foi mais elevada nas áreas dominadas por um mosaico de matos e áreas de cultivo, com um número abundante de corpos de água. Em áreas fragmentadas, os coelhos eram mais abundantes em zonas onde a cobertura de matos e áreas de cultivo e o número de corpos de água era elevado (Virgós *et al.*, 2003).
- Em contrapartida, a utilização de cada marouço era mais elevada em locais com disponibilidade de alimento e abrigo nas proximidades, e a água não parecia tão necessária (Fernández-Olalla *et al.*, 2010).

Além disso, cinco estudos, um observacional e quatro experimentais, realizados no centro e no sul de Espanha e no sul de Portugal, avaliaram os efeitos da alimentação e da água suplementares:

- Num estudo, verificou-se um consumo de água em todos os bebedouros, especialmente nos meses de verão. A presença de lagomorfos foi maior nos bebedouros protegidos (Sánchez *et al.*, 2007).
- Noutro estudo, a gestão do *habitat* (alimentação e água suplementar, cultivo e gestão do mato) e a remoção de predadores foram as principais atividades associadas a alterações populacionais (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).
- Da mesma forma, a instalação de uma vedação de exclusão de herbívoros e javalis, marouços artificiais e um ponto de água aumentou a abundância de coelhos na área gerida (Catalán *et al.*, 2008).

- Por outro lado, os coelhos utilizaram 4 dos 16 pontos de água suplementar, 60% das estações de alimentação suplementar foram destruídas por veados ou javalis, 70% das restantes foram utilizadas por coelhos e a abundância era maior nestas áreas (Loureiro *et al.*, 2011).
- Noutro estudo, os coelhos utilizaram praticamente metade dos bebedouros (43%), principalmente durante a manhã, mostrando uma preferência por aqueles com cobertura arbustiva (Armenteros *et al.*, 2015).

Assim, registaram-se respostas populacionais e comportamentais positivas para este tipo de gestão da água.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Número de pontos de água, naturais e artificiais, disponíveis para os coelhos como uma Unidade de gestão integrada. Distâncias médias (como indicador da distribuição).
- Volume (hm³, m³, litros) de água disponível em rios, arroios, charcos e bebedouros.
- Superfícies (ha) das lâminas máximas em charcos ou lagoas.
- Outros indicadores alimentares (pela gestão integrada dos alimentos e da água).

Indicadores específicos:

- Abundância de coelhos (densidades relativas amostradas por número de latrinas / km) perto e longe dos pontos de água e da área de controlo.
- Abundância absoluta de coelhos / ha (estimadas com *Distance sampling* ou outra) nas Unidades de gestão.

Indicadores de eficácia:

- Disponibilidade de água natural ou artificial, ou a quantidade de que teoricamente corresponderia a cada coelho: número de pontos de água / coelho / ha (densidades absolutas).
- Tendência das abundâncias relativas e absolutas de coelhos dentro e fora das parcelas geridas. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito adequado.
- Aumento da produtividade das populações de coelhos, embora muito dependente da precipitação.
- Aumento, riqueza e diversidade de outras espécies vegetais e animais beneficiadas.

REFERÊNCIAS

- Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. (2011). *Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Hábitat, Madrid.
- Armenteros, J.A., Sánchez-García, C., Alonso, M.E., Larsen, R.T., Gaudioso, 2015. *Use of water troughs by wild rabbits (Oryctolagus cuniculus) in a farmland area of north-west Spain*. Anim. Biodiv. Conserv. 38, 233-240. <https://doi.org/10.32800/abc.2015.38.0233>
- Bell, D.J. and Webb, N.J. 1991. *Effects of climate on the reproduction in the European wild rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. Journal of Zoology 224: 639-648.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., 1997. *Effectiveness of traditional wild restocking in Spain*. Journal of Zoology 241, 271-277. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb01957.x>
- Catalán, I., Rodríguez-Hidalgo, P., Tortosa, F.S., 2008. *Is habitat management an effective tool for wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) population reinforcement?* Eur J Wildl Res 54, 449-453. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0169-0>
- Cooke, B.D. (1981). *Rabbit Control and the Conservation of Native Mallee Vegetation on Roadsides in South Australia*. Aust. Wild. Res., 8:627-36.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. *Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain*. Biodivers Conserv 17, 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>.
- Fernández-Olalla, M., Martínez-Jauregui, M., Guil, F., San Miguel-Ayanz, A., 2010. *Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited?* Eur J Wildl Res 56, 829-837. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0377-x>
- Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo*. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. Fundación CBD-Habitat, Madrid. 268 pp.
- Guil, F.; Agudín, S.; Alda, F.; El Khadir, N., Fernández-Olalla, M.; García, F.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Muñoz-Igualada, J.; Oria, J.; San Miguel, A.; Silvestre, F. 2009. *Actuaciones para el fomento del conejo de monte*. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.
- IESA-CSIC, Instituto de Estudos Sociais Avançados -Conselho Superior de Investigações Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).
- LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. Trujillo, febrero 2023.
- Loureiro, F., Martins, A.M., Santos, E., Lecoq, M., Emauz, A., Pedroso, N.M., Hotham, P., 2011. *O papel do programa lince (LPN/FFI) na recuperação do habitat e presas do lince-ibérico no sul de Portugal*. Galemys 23, 17-25
- Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027*. Entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.
- Sánchez, C., Gaudioso, V.R., Alonso, M.E., Bartolomé, D.J., Pérez, J.A., Prieto, R., Díez, C., Olmedo, J.A., 2007. *Valoración del consumo de agua y presencia de la fauna silvestre en bebederos artificiales en un entorno mediterráneo continental seco*. Real Academia de Ciencias Veterinarias de Andalucía Oriental 20(1). <http://hdl.handle.net/10612/12175>

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

Soria González C. Sr. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

WWF España. 2017. *Fomento de poblaciones de conejo*. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo. <https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.2.1>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 24. A criação e manutenção de pontos de água suplementares, como charcos e bebedouros artificiais, substitui ou complementa os pontos de água naturais (foto FCBDH).

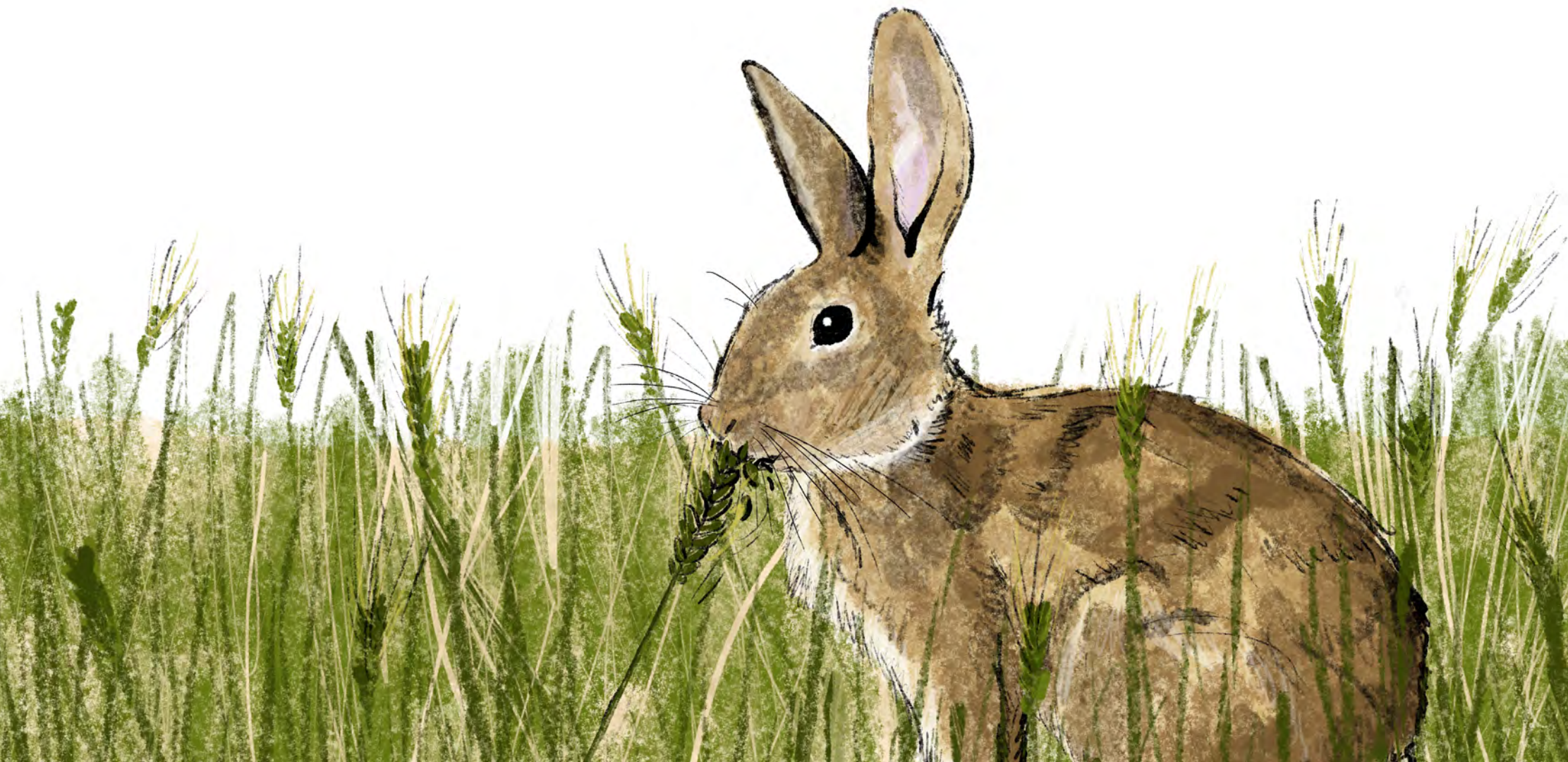


Figura 25. Os bebedouros devem ser acessíveis apenas aos coelhos ou a outros animais selvagens mais pequenos, devem ser distribuídos uniformemente e podem ser associados a comedouros (foto FCBDH & El Castañar).



Figura 26. A água e os bebedouros favorecem a biodiversidade (foto FCBDH).

Capítulo 2.1.
GESTÃO DO *HABITAT*
Sementeiras de colheitas



Capítulo 2.1.

GESTÃO DO HABITAT

Sementeiras de colheitas

OBJETIVOS

- Promover a quantidade, a qualidade e a distribuição de alimento, a fim de aumentar a sobrevivência e a produtividade das populações de coelhos-bravos e, nalguns casos, evitar danos nas culturas.
- Gestão de *habitats* através da **plantação de culturas de cobertura**.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

As pastagens naturais mediterrânicas são a melhor e mais adequada fonte de nutrientes para o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). Na sua ausência relativa em termos de quantidade, qualidade ou distribuição, a fruticultura, o pastoreio e a agricultura podem ajudar na gestão. A agricultura, através de culturas de cobertura com boas práticas de solo, pode complementar, sobretudo, a criação de pastagens. O cultivo é uma medida dispendiosa e repetitiva com um impacto considerável nos *habitats*, mas bem planeada e executada promove e gere as populações de coelhos, outros animais selvagens e a biodiversidade (San Miguel *et al.*, 2014; WWF, 2017a).

As **culturas de cobertura** são culturas protetoras e melhoradoras da fertilidade do solo, com funções de gestão da flora selvagem (por competição física ou alelopatia bioquímica negativa) e da água, de redução da evapotranspiração e de promoção da biodiversidade. Em geral, promovem a sustentabilidade dos agro-ecossistemas e melhoram a qualidade dos sistemas naturais circundantes. São frequentemente utilizadas em

parcelas de culturas anuais, entre as culturas principais, para melhorar a condição do solo e descansar o solo em pousio, mas com espécies de culturas, e por vezes não são colhidos e triturados como adubo verde (Daryanto *et al.*, 2018; Adetunji *et al.*, 2020).

Neste sentido, muitas herdades rurais, reservas de Espanha ou *zonas de caça* de Portugal, utilizam estas culturas não para a colheita, mas sim para utilização pela fauna ou pelo gado. Por conseguinte, são considerados “prados” complementares aos prados naturais. Os coelhos utilizam outros tipos de culturas, mas estas culturas podem ser para uso exclusivo do lagomorfo, mesmo que sejam consumidas no início ou não produzam grãos. Em rigor, portanto, estas culturas destinam-se-iam apenas à promoção de coelhos e outras espécies de interesse. A partir desta abordagem, as principais medidas e recomendações são:

- Oferecer culturas em épocas de escassez ou falta de herbáceas, que complementem os locais de alimentação natural dos coelhos.
- Adaptar as culturas à biologia do coelho, que pode utilizar diferentes tipos de culturas em momentos e de formas diferentes, em função da oferta de herbáceas e da fenologia. Em geral, é aconselhável plantar culturas arvenses de curta duração em diferentes estações; ou plantar espécies com diferentes durações de ciclo; ou combinar cereais com leguminosas de variedades adaptadas localmente.
- **Leguminosas de primavera.** Nesta época, os coelhos selecionam proteínas, geralmente provenientes de prados, mas em alternativa obtêm-nas de culturas leguminosas (e.g., ervilhaca-vulgar). A inclusão de leguminosas noutras culturas (e.g., ervilhaca-aveia), a utilização de diferentes variedades ou a antecipação dos ciclos são medidas positivas. Além disso, fixam o azoto atmosférico, enriquecendo assim o solo, evitando a compactação e reduzindo a necessidade de fertilização. E, existe um eco-regime de rotação de culturas que promove o cultivo de leguminosas no âmbito destas rotações.

- **Cereais de verão.** Nesta altura, os coelhos selecionam os grãos de cereais e cortam a caule para consumo. A aveia é a planta mais utilizada. As grandes culturas de cereais e de grãos de cereais também fornecem abrigo aos coelhos, especialmente no início do verão. As culturas de gramíneas caracterizam-se por um crescimento rápido, pelo desenvolvimento de raízes fortes, pela acumulação de azoto (embora não tenham a capacidade de o fixar) e são fáceis de eliminar os seus resíduos. **Outras culturas** interessantes nesta altura do ano são: as leguminosas de grão (e.g., lentilhas e grão-de-bico) e a ervilhaca-de-pombo (*Vicia ervilia*), que oferecem um alimento proteico numa época difícil, mas são exigentes em termos de qualidade do solo; o tremoceiro-espanhol (*Lupinus hispanicus*), uma leguminosa do outono à primavera, com grão em quantidade, qualidade e feno de qualidade no verão; e o girassol. A criação tardia do restolho favorece igualmente os coelhos.
- **No outono e no inverno,** as culturas mais interessantes são as culturas arvenses precoces, que, após a sementeira de outono, são oferecidas no final do inverno. Estas culturas são gramíneas, por exemplo, centeio (maturidade precoce), aveia, cevada, triticale, trigo ou azevém italiano. Além disso, as culturas de ervilhaca podem ser intensamente utilizadas pelos coelhos nesta altura, embora o pastoreio intenso por parte dos coelhos dificulte a rebrota e possa arruinar a cultura.
- Também se deve considerar a sementeira de **prados permanentes de sequeiro** com várias espécies de trevo (especialmente *Trifolium subterraneum*, acompanhado de *T. hirtum* y *T. glomeratum*) em solos ácidos; ou alfafa (*Medicago sativa*) e esparceta (*Onobrychis sativa*) em solos básicos. São frequentemente complementados com uma percentagem de cereais de proteção contra as geadas e para diversificação da alimentação. Ao longo do tempo, se houver humidade e a carga de pastoreio for gerida, podem naturalizar-se e formar prados de alta qualidade com trevo e *Poa bulbosa* (González & San Miguel, 2005; San Miguel *et al.*, 2014; WWF, 2017a).

Além disso, a utilização de “coberturas” em sistemas agrícolas com recursos hídricos suficientes pode melhorar a estrutura do solo, reduzir a erosão, fornecer matéria orgânica adicional e beneficiar a biodiversidade. Estas coberturas podem favorecer indiretamente as populações de coelhos (embora este não seja o seu objetivo principal), ou evitar os danos causados pelos coelhos (uma vez que, se este alimento estiver disponível, haverá menos danos nas culturas):

- As **coberturas vegetais** entre culturas lenhosas, **semeadas** durante todo o ano, vivos (mínimo 4 meses) ou murchos, são de interesse para a gestão. Estas coberturas de solo são plantas vivas ou restos de plantas mortas que formam uma camada sobre o solo nu ou entre plantas cultivadas para proteger o solo da erosão, preservar os microrganismos e reduzir a evaporação. Consoante o ambiente, os tipos de solo e os climas, podem ser coberturas temporárias com espécies de ciclo curto ou anuais (centeio, cevada, aveia ou luzerna), ou coberturas permanentes com espécies perenes e diferentes misturas dos géneros *Lolium*, *Festuca*, *Poa* ou *Trifolium*. A gestão é efetuada por meios mecânicos (ceifa ou monda e depositada como cobertura morta), sem produtos fitossanitários e com uma lavoura superficial pouco profunda, de modo a não alterar a estrutura do solo. Este tipo de gestão do solo apresenta vantagens agronómicas e ambientais em relação à lavoura tradicional.
- Análoga é a gestão entre parcelas de culturas lenhosas que permitem **coberturas verdes**, deixando de forma **espontânea** uma vegetação herbácea que pode ocupar parte ou a totalidade do terreno, de forma temporária ou permanente. Esta medida é o oposto da clássica “lavoura”, que remove o solo para o manter limpo de ervas daninhas, de modo a que estas não compitam com as videiras ou oliveiras pelos nutrientes. A cobertura espontânea é uma técnica que se destaca particularmente nos olivais e noutras culturas lenhosas (e.g., o projeto Cubiwood, [UPA, 2024](#)).

- Nas **coberturas inertes**, os resíduos de poda são triturados e depositados sobre o terreno (“mulching”), numa superfície mínima.

Tal como noutros cenários, é mais adequado considerar a agricultura como parte de uma gestão integrada, com o solo, a água, a pecuária, a caça e a conservação. Um exemplo de promoção do coelho poderia ser a preservação de tesselas de vegetação natural, limites, margens e muretes em terras agrícolas. Além disso, promover tanto quanto possível a rotação de culturas, atrasar a época de colheita, prolongar o período de pousio, evitar ou reduzir os biocidas e planejar o pastoreio. Além disso, mais uma vez, há que ter em conta que o **solo** é o biótopo do coelho-bravo e o menos renovável dos recursos dos sistemas agrícolas, pelo que a sua degradação deve ser evitada.

Muitas outras boas práticas deste tipo estão incluídas na mesma **condicionalidade** da PAC, como a criação de faixas de proteção ao longo dos cursos de água, a cobertura mínima do solo em períodos mais sensíveis, uma percentagem mínima de área ou elementos não produtivos, a proibição de converter ou lavrar prados permanentes sensíveis na RN 2000. Além disso, considere práticas sustentáveis para otimizar o consumo de água, a fertilização orgânica e, em geral, boas práticas de agricultura regenerativa.

No que respeita à **prevenção dos danos** causados pelos coelhos às culturas, as culturas de cobertura podem também atuar como culturas de contingência. A **adaptação das culturas** é uma medida preventiva que consiste em semear uma faixa com espécies palatáveis para os coelhos, que seriam selecionadas à frente da cultura a proteger. Para este efeito, utilizam-se “**pousios brancos e verdes**”, respetivamente, para privar de alimentos ou para oferecer uma fonte de alimentação alternativa. No primeiro caso, é deixada uma faixa não cultivada à volta da cultura, nas partes mais próximas do ecótono, afastando assim a cultura dos coelhos e dificultando o seu acesso, uma vez que correm maior risco de predação. Por outro lado, pode também ser mantido em “pousio verde”, com

sementeiras de espécies leguminosas ou palatáveis que o coelho selecionaria, preservando a cultura principal²⁵. Obviamente, com um equilíbrio económico entre as superfícies a oferecer e as que devem ser preservadas. A eficácia das faixas de centeio foi comprovada, com a melhor relação custo-benefício (Garrote, 2021). Estas culturas de contingência devem ser plantadas simultaneamente, tendo em conta as épocas de crescimento das espécies plantadas, são fáceis de implementar e geralmente não requerem manutenção (PreveCo 2021a).

A este respeito, outra medida possível seria uma mudança nas culturas, como a utilização de **triticale** de sequeiro, um cereal híbrido entre o trigo e o centeio (x *Triticum-Secale*), que suporta melhor a presença da espécie. Assim, o triticale conservaria 46% do seu grão, enquanto outros cereais, como a cevada ou o trigo mole, perderiam até 95% da sua colheita. As razões para isso são a baixa palatabilidade para os coelhos, a resistência à herbivoria, a rusticidade e a maior capacidade de rebrota, embora esta última não tenha um efeito apreciável na cultura. As diferentes variedades (como “valerosa, bondadosa ou rumbosa”) apresentam uma resistência semelhante, mas as menos produtivas foram as mais resistentes, embora possam apresentar rendimentos mais elevados do que o trigo mole. No entanto, para que a medida seja eficaz, é importante que seja realizada de forma complementar e coordenada, de modo a que os coelhos não se concentrem nos locais onde não se cultiva o triticale (Projeto Gest-conejo, CITA, 2024). Também pode ser interessante utilizar a triticale como plantação perimetral ou “tampão”, estabelecendo faixas entre os marouços e as principais culturas das explorações agrícolas. Além disso, há um efeito da distribuição dos tipos de

²⁵ A adaptação das culturas pode também ajudar a evitar danos, através de (Preveco, 2021a, 2021b):

-Plantações perimetrais de centeio ou de ervilhas (para proteção dos cereais), que não necessitam de manutenção.

-Plantação de faixas perimetrais (para proteção dos cereais) de alfazema. No entanto, necessitam de pelo menos 2 regas no início da plantação, têm uma taxa de rega elevada e os coelhos ou javalis apanham as plântulas jovens, pelo que não são recomendados.

-Alimentação suplementar para proteção das madeiras. No entanto, em função da densidade de coelhos, é necessário um fornecimento semanal, com custos elevados em termos de tempo e de biomassa palatável.

-Cobertura vegetal (proteção das lenhosas).

culturas de sequeiro nas populações de coelhos à escala da paisagem, com uma abundância notavelmente menor nas parcelas de baixa disponibilidade trófica. Assim, as sementeiras de triticales teriam um efeito equivalente ao do pousio em termos de redução da abundância de coelhos (Drs. Calvete & Anadón, comunicação pessoal, 03/12/2024).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Trator com pneus de borracha com mais de 55 cv, aivecas, charruas, grades e rolo; espalhador de fertilizantes e outras alfaías especializadas. Sementes de acordo com os objetivos e os tempos. Pastor elétrico ou malhas de proteção. Sacho, enxada, ancinho, pá, picareta, garavanco e carrapico. Um operador qualificado pode efetuar o trabalho se os materiais forem próprios, mas dependendo da área a ser cultivada.
- Para prevenção, as ferramentas de preparação do terreno em pousio branco e verde. Sementes de centeio, triticales ou leguminosas para sementeira em pousio verde.
- Dado o objetivo destas culturas, não há necessidade de uma ceifeira-debulhadora.

Época de realização e condicionantes

- Em particular, ter em conta os requisitos específicos da PAC 2023-2027.
- Existem condições administrativas para a declaração de utilização agrícola do sector primário ou para as autorizações de sementeira após a desmatagem das florestas.
- O declive deve ser inferior a 15%, mas existem diferentes restrições administrativas regionais.

- Fora das Zonas e Períodos Críticos (de reprodução, alimentação ou abrigo) para as espécies ameaçadas, os trabalhos podem ser efetuados durante quase todo o ano, consoante o tipo de culturas. Não deve ser uma limitação, talvez apenas para algumas aves estepárias e de agrossistemas.
- O risco de incêndio foi mencionado em alguns olivais de montanha com coberto vegetal em determinadas condições, como anos com muita erva depois da primavera. Normalmente, é obrigatório mantê-las vivas durante quatro meses (geralmente entre outubro e março, quando a concorrência pela água é menor). Após estes meses, a prática habitual consiste em cortar a copa das árvores ou em proceder a uma roçagem e adaptar a gestão para evitar este risco.
- Para manter uma estrutura adequada do coberto herbáceo sob as culturas lenhosas, podem ser efetuados controlos da densidade da vegetação para melhorar a qualidade do *habitat* e controlar as plantas ruderais concorrentes. Podem ser efetuados tratamentos como a lavoura de superfície ou a ceifa, embora a técnica ideal seja a manutenção por pecuária extensiva (Arroyo *et al.*, 2023).

Pormenores de execução

- O coelho-bravo prefere o prado natural, mas na ausência deste recorre a alimentos mais fibrosos, como as culturas de sequeiro.
- Planear **condições**, superfícies e localizações. Para efeitos de promoção, distribuir de acordo com as distâncias a pastagens naturais, pradarias, outras culturas, pontos de alimentação suplementar e marouços de coelhos. A utilização do SIG é muito adequada.
- Analisar os tipos, o clima, os solos, as formas das parcelas e as épocas de colheita. E considerar as culturas como uma ferramenta para a expansão dos coelhos.
- A fim de conservar o **solo**, não lavar em declives superiores a 15%

ou na direção do declive, mas seguir as curvas de nível. Em declives moderados, as culturas devem alternar com vegetação natural que retarda a erosão e serve também de abrigo aos coelhos.

- Não utilizar a lavoura como ferramenta de desmatagem sem sementeira e evitar o revolvimento dos horizontes em solos pedregosos.
- Impedir que o trabalho agrícola chegue até à margem dos rios ou ribeiros, mesmo os sazonais. Além disso, é agora obrigatório no âmbito da condicionalidade da PAC (BCAM 4).
- Marcar os marouços dos coelhos nas sementeiras para que não sejam lavrados.
- Seleção das **espécies recomendadas** para a cunicultura: centeio (de crescimento rápido e resistente às geadas), trigo (grão nutritivo) e ervilhaca (leguminosa, mas que necessita de alguma humidade e de outra espécie tutora, como um cereal de tipo aveia). Em solos ácidos, pode ser substituído por grão-de-bico, lentilha, tremço ou erva-de-bico. Nos solos calcários, pode ser substituída por favas, amêndoas e tulhas. A proporção de leguminosas e cereais dependerá da espécie e do orçamento, mas a primeira deve ser mais elevada. No caso de cultivar apenas uma espécie, recomenda-se uma leguminosa, devido ao fornecimento de proteínas, à fixação do azoto atmosférico e à melhoria do solo. Existem variedades de ciclo longo, adequadas para sementeiras precoces e para evitar o acamamento do cereal. Pode ser considerada a plantação de gramíneas perenes, como a erva-dos-prados, que mantêm o teor de proteínas durante mais tempo e durante a maior parte do ano.
- Ponderar **dimensões e localizações**. É mais aconselhável efetuar várias pequenas sementeiras do que uma grande. A largura recomendada das culturas para os coelhos-bravos é de cerca de 50 metros, para evitar o risco de predação, e a uma distância máxima de 300 metros dos marouços ou mato ocupado pelos coelhos.

- Utilizar **estruturas** de proteção, malhas (permanente) ou pastor elétrico (eventual), para impedir o acesso de ungulados concorrentes.
- Efetuar uma **fertilização** moderada, sobretudo com adubos azotados. Como alternativa, sempre que possível, o rediolling é altamente recomendado. O fósforo é benéfico para as leguminosas e o azoto é benéfico para os cereais, pelo que ambos devem ser tidos em conta, mas os adubos com uma maior proporção de fósforo são mais adequados.
- Algumas culturas arvenses podem constituir um abrigo relativo para os coelhos, mas trata-se de uma defesa sazonal e heterogênea. Podem ser utilizados camalhões de separação das culturas (“beetle-banks”), que também servem de abrigo para a fauna de invertebrados (daí o seu nome em inglês), em zonas dominadas pela agricultura.
- Devem ser considerados, em especial, alguns **eco-regimes da PAC** com possível impacto na promoção do coelho, como o (LIFE Iberco-nejo, 2023):
 - Criação de ilhas de biodiversidade e ceifa sustentável (pelo menos 7% sem ceifa).
 - Sementeira direta (agricultura de conservação), não lavar o solo, manutenção do restolho (40%), sementeira direta no restolho, manutenção de um coberto vegetal durante todo o ano ou rotação de culturas.
 - Os Espaços de biodiversidade, que proporcionam áreas de abrigo e de alimentação para aves e insetos não-praga, polinizadores, etc., deixando uma superfície de áreas e elementos não produtivos, sem produtos fitossanitários ou fertilizantes ou pousios plantados com uma mistura de espécies. Além disso, podem também servir como medida de prevenção de danos, uma vez que são uma fonte preferida de alimento para os coelhos.

- Cobertura vegetal ou verde entre culturas lenhosas, espontâneas ou semeadas, tanto para favorecer como para evitar danos. Desde que não existam fatores limitantes (edafológicos ou hídricos) e que o tipo de coberto vegetal escolhido, bem como a sua gestão, sejam adequados, o coberto vegetal é o sistema de manutenção do solo mais aconselhável para a vinha (Ramírez Pérez & Lasheras Ocaña, 2015).
- Considerar boas práticas sustentáveis para otimizar o consumo de água, como contributo para uma agricultura com baixas emissões de carbono e promover a agroecologia, o bom estado das águas subterrâneas e uma maior eficiência.
- No caso das culturas de contingência, a plantação de leguminosas com um teor proteico superior a 17% poderia ter um efeito colateral, favorecendo a reprodução dos coelhos, em função da quantidade e da qualidade, mas tal poderia ser adaptado com uma boa estimativa das superfícies.
- Em termos de **perceção social**, a utilização de culturas de cobertura é uma medida contemplada nas zonas danificadas como potencial fonte alternativa de alimento para os coelhos, minimizando assim os danos na cultura principal. No entanto, este desempenho gera opiniões divergentes. Apoiada por caçadores e conservacionistas, esta medida não é muito apoiada pelos agricultores, que apontam problemas como a competição pela água, o possível aumento das populações de coelhos devido a mais alimentos e a provável maior incidência de pragas nas explorações (IESA-CSIC, 2024).
- Tal como acontece com outras medidas, a manutenção e a sustentabilidade a longo prazo destas ações de gestão do *habitat*, bem como o seu acompanhamento, são essenciais para garantir a sua eficácia. Devem ser implementados através de esforços constantes e a longo prazo e ligados em rede com outros gestores.

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foi identificada uma medida com potencial financiamento da PAC (2023-27): a plantação de culturas de cobertura (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, é elegível para financiamento ao abrigo do Pilar I, através de regimes ecológicos, e é apoiado transversalmente no âmbito da condicionalidade, tudo a nível estatal (**Tabela 18**). Entre os eco-regimes, podem ser utilizados os que se centram na criação e manutenção de cobertos vegetais e inertes em culturas lenhosas, quer em terrenos planos quer em declives médios a acentuados. Em conjunto, permitem reforçar ou alargar as mesmas medidas de gestão da coelho que são alcançadas com as BCAM, mas com apoio financeiro direto para o efeito. Em princípio, não são possíveis outras fontes de financiamento.

Tabela 18. Intervenções da PAC em Espanha para a medida de sementeira de culturas de cobertura

Código de Intervenção da PAC Espanha	Nombre de la intervención del PEPAC para el sembrado de cultivos de cobertura
BCAM 4	Criação de faixas de proteção ao longo das margens dos rios
BCAM 6	Cobertura mínima do solo para evitar solos nus em períodos mais sensíveis
1PD31001806V1	Coberturas vegetais e coberturas inertes em culturas lenhosas em terrenos planos
1PD31001807V1	Cobertura vegetal e cobertura inerte em culturas lenhosas em terrenos de declive médio
1PD31001808V1	Coberto vegetal e inerte em culturas lenhosas em terrenos de declive acentuado
TOTAL	5

Em **Portugal** esta medida é elegível para financiamento PAC (2023-27), com as seguintes 14 intervenções do PEPAC (**Tabela 19**). A escala de implementação da maioria destas intervenções (BCAA, C) situa-se nos 18 distritos de Portugal continental; e em 11, 2 e 1 destes distritos para as intervenções de tipo D.

Tabela 19. Intervenções da PAC em Portugal para a medida de sementeira de culturas de cobertura

Código de Intervenção da PAC Portugal	Nome da intervenção PEPAC para a plantação de culturas de cobertura
BCAA 4	Estabelecimento de faixas de proteção ao longo dos cursos de água
BCAA 6	Cobertura mínima dos solos para prevenir solos a descoberto nos períodos mais sensíveis
C.1.1.1.1.3	Conservação do solo - Pastagens Biodiversas
C.1.1.3	Mosaico Agroflorestal
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
C.2.1.3	Investimentos não produtivos
C.3.2.2	Instalação de sistemas agroflorestais
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem
C.3.2.8	Prémio à perda de rendimento e à manutenção de investimentos florestais
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas
D.2.5	Proteção de espécies com Estatuto e Silvo-ambientais
TOTAL	14

Preços unitários antes de impostos

As culturas são medidas dispendiosas, do ponto de vista económico e ambiental, que devem ser ponderadas em função de alternativas e complementaridades. O custo financeiro é constante e não é normalmente compensado ao longo do tempo.

Tabela 20. Preços para a medição das sementeiras de culturas de cobertura

€	Unidade	Conceito
690€	ha	Cultivo de leguminosas de primavera com cereais de proteção (ervilhaca e aveia). Inclui a preparação do terreno e a sementeira. O mesmo que na gestão dos matos. Apenas a mistura de sementes de ervilhaca e aveia, num saco de 25 kg, sem incluir o transporte ou com meios próprios, custa 110 euros.
685€	ha	Cultura de cereais de verão (grão de cereal de alta estatura). Inclui a preparação do terreno e a sementeira.
705€	ha	Cultura outono-invernal de herbáceas precoces (centeio, aveia, cevada, tritcale, trigo ou azevém-anual). Inclui a preparação do terreno e a sementeira.
696€	ha	Prados permanentes de sequeiro plantados com equipamento exterior; com várias espécies de trevo (principalmente Trifolium subterraneum, acompanhado de T. hirtum e T. glomeratum) em solos ácidos; ou luzerna (Medicago sativa) e sanfeno (Onobrychis sativa) em solos básicos. São frequentemente complementados com uma percentagem de cereais de proteção contra as geadas e para diversificar a alimentação disponível. Inclui a preparação do terreno (gradagem, lavoura, lavoura da terra) e, sem isso, o preço seria de 385 euros.
720€	ha	Cultivo de coberturas vegetais ou de culturas alternativas (ou de contingência) para evitar que os coelhos danifiquem as culturas (faixa com leguminosas ou outras espécies palatáveis). Coberturas temporárias com espécies de ciclo curto ou anuais (centeio, cevada, aveia ou luzerna) ou permanentes com espécies perenes e diferentes misturas (géneros Lolium, Festuca, Poa ou Trifolium).
58€	hora	Trator não próprio, com alfaia especializadas para a lavoura de um hectare: trator com pneus de borracha com mais de 55 cv, aivecas, charruas, grades e rolo; espalhador de fertilizantes e outras alfaia especializadas.
1.150€	km	1 km de fornecimento e instalação de um pastor elétrico para proteção das culturas.
667€	ha	1 ha de proteção das culturas com pastor elétrico.
7.400€	km	1 km de instalação de malha cinética para proteção das culturas.
4.292€	ha	1 ha de proteção das culturas com malha cinética.
6.500€	km	1 km de instalação de malhas para gado para proteção das culturas.

€	Unidade	Conceito
3.770€	ha	1 ha de instalação de malhas para gado para proteção das culturas.
185€	ha	1 ha de fertilização fosfatada com meios externos (40 unidades (kg/ha de P ₂ O ₅) a cada 5 anos, utilizando superfosfato de cálcio ou fosfato de rocha, aplicado como cobertura morta com um espalhador de fertilizantes.
195€	ha	Fertilização NPK por outros meios, desde que sejam asseguradas boas práticas agrícolas.
90€	ud..	De ovelhas Merino para redile como alternativa à fertilização NPK.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Os coelhos estão adaptados à vegetação mediterrânica e a sua alimentação depende dela. No entanto, pode ser necessário aumentar a disponibilidade de alimentos em quantidade, qualidade e distribuição durante a reprodução, no verão ou para expandir e promover as populações. Os prados naturais mediterrânicos caracterizam-se pela sua secura estival e baixa produção invernal, o que conduz à sazonalidade, que pode ser compensada por culturas de cereais e leguminosas, que funcionariam como “prado” de verão e de inverno (González & San Miguel, 2005). Por outro lado, algumas práticas agrícolas podem ser utilizadas para a prevenção de danos (PreveCo, 2021a, 2021b).

Os coelhos-bravos utilizam todos os tipos de prados herbáceos, complementam-se e selecionam as mais eficazes em cada estação. No entanto, ao contrário das ovelhas e de outros ungulados que podem melhorar os prados através da sua ação, se as densidades populacionais forem muito elevadas, os coelhos cavam sementes enterradas

no solo e podem esgotar o banco das espécies de maior qualidade (leguminosas), o que pode levar à degradação do prado (Muñoz-Igualada, 2005).

Para que uma população de coelhos diminua, basta que um dos fatores limitantes aumente, e a pastagem é um deles (Agudín *et al.*, 2011). As principais fontes de alimentação do coelho-bravo são os prados herbáceos naturais, as pastagens naturais semeadas, as culturas agrícolas e a vegetação lenhosa. Na **primavera** ibérica, a alimentação é abundante, os coelhos selecionam principalmente prados naturais ricos em leguminosas, mas a qualidade pode ser melhorada com culturas ou pradarias artificiais ou semi-naturais. No **verão**, quando as pastagens e as culturas estão ressequidas, os nutrientes concentram-se nos cereais e nos frutos, que são selecionados pelos coelhos. No final do verão, utilizarão apenas forragens lenhosas de baixa qualidade bromatológica. A variabilidade e a secura dos alimentos fazem cessar a reprodução dos coelhos, o que aumenta também o risco de predação (com tempos de procura mais longos e pior condição física). No **outono e no inverno**, a alimentação depende das primeiras chuvas outonais. Nesta altura, os coelhos procuram bolotas, sementes de leguminosas ou rebentos dos prados, e podem ser utilizadas culturas precoces (Muñoz-Igualada, 2005; San Miguel *et al.*, 2014).

As práticas agrícolas atuais são frequentemente caracterizadas pela intensificação. Antigamente, havia um período mais longo entre o início e o fim da colheita. Isto levou a culturas em que a colheita foi prolongada no tempo, deixando recursos disponíveis no campo e gerando áreas semi-naturais adequadas para a vida selvagem durante o verão (Newton, 2017). Uma medida adequada seria deixar os campos de cereais por colher ou mesmo colhidos, mas não colhidos, deixando o grão e a vegetação no solo disponíveis como alimento, mesmo que apenas parcialmente. Mas seria necessária uma indemnização pelas perdas de produção associadas (Arroyo *et al.*, 2023).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou dois estudos experimentais no centro e sul de Espanha que avaliaram os efeitos da sementeira de culturas específicas centradas na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023).

- Um estudo concluiu que a abundância de coelhos foi principalmente influenciada pela melhoria do *habitat*, sendo mais abundante nas parcelas tratadas e atingindo a abundância máxima nas parcelas com mais alimentos. O *habitat* é um fator importante para a abundância de coelhos, sendo a disponibilidade de alimentos o principal fator que regula a densidade (Cabezas *et al.*, 2007).
- Outro estudo avaliou a eficácia da sementeira de cereais no aumento da densidade de coelhos, comparando parcelas semeadas e não semeadas. No total, foram semeadas 125 parcelas, 44 das quais tinham sido limpas e plantadas com cevada e aveia. Analisámos quais as variáveis que influenciam a utilização das parcelas semeadas, tendo em conta: o tipo de tratamento (sementeira ou sementeira e desmatização), o tipo de *habitat* em redor da área semeada, a presença de abrigos, a abundância de coelhos e a relação entre o perímetro e a área. Concluiu-se que os coelhos preferiam utilizar as parcelas semeadas em vez das parcelas não semeadas ou de controlo. Esta seleção aumentou em parcelas com *habitats* adequados para coelhos, tais como prados com ilhas de arbustos e abrigos naturais e artificiais (Guil *et al.*, 2014).

Além disso, três outros estudos (observacionais e experimentais) apoiaram a hipótese:

- Numa delas, a abundância de coelhos era mais elevada em áreas dominadas por um mosaico de matos e culturas (Virgós *et al.*, 2003).
- Noutro, a presença foi positivamente associada a culturas mistas de sequeiro; e a abundância foi positivamente associada a culturas mistas de regadio, culturas homogéneas de sequeiro e vegetação natural (Angulo, 2003).

- Finalmente, a disponibilidade de alimentos tornou-se o fator limitante quando a população se estabeleceu (WWF, 2017b).

Por conseguinte, registaram-se respostas positivas da população e do comportamento a este tipo de gestão.

Por último, no que diz respeito à utilização de culturas de contingência para a prevenção de danos, “pousio branco” e “pousio verde” para, respetivamente, privar de alimentos e fornecer uma fonte alternativa de alimentos, não foram encontrados dados cientificamente comprovados, embora se estime uma eficácia média a priori, mas com um efeito temporário (PreveCo, 2021a, 2021b).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfícies (ha) de culturas disponíveis para os coelhos na Unidade de gestão por estação (incluindo também, se aplicável, o objetivo de prevenção de danos).
- Peso estimado (kg) das culturas disponíveis por estação.
- Número de unidades e distribuição das culturas dispostas (distâncias médias como indicador da distribuição).
- Número de ações combinadas para a gestão do ambiente.
- O mesmo se aplica às superfícies, pesos e números para evitar danos.
- Outros indicadores de alimentação animal (com gestão integrada das culturas, dos alimentos para animais e da água).

Indicadores específicos:

- Abundância relativa de coelhos (densidades amostradas por número de latrinas / km) nas zonas de cultura e de controlo.

- Abundâncias absolutas de coelhos (densidades de coelhos / ha amostrados dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo, por metodologia de *Distance sampling* ou outra).

Indicadores de eficácia:

- Tendência das abundâncias relativas e absolutas de coelhos nas parcelas geridas e nas Unidades de gestão. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito bom.
- Disponibilidade teórica de cada coelho na população: superfície (ha) ou peso (kg) de cultura/coelho (calculado com densidades absolutas).
- Produtividade e comparação com forragens de prados naturais.
- Comparação com a Matéria Seca (kg/ha) produzida em média por um montado, assumindo 125 g/dia de consumo / coelho / dia.
- Aumento (ou diminuição em caso de prevenção) da produtividade das populações de coelhos, embora muito dependente da pluviosidade.
- Aumento da riqueza e diversidade de outra fauna de interesse nas zonas de cultivo.
- Aumento dos índices de humidade da copa e da capacidade de retenção de água.
- Outros indicadores no caso da prevenção de danos agrícolas: alteração da superfície afetada (% de redução dos danos por afetação) ou dos custos de produção (% de redução das perdas de produção) e rácios custo/benefício.

REFERÊNCIAS

Adetunji, A.T. et al. 2020. Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review. *Soil and Tillage Research*, 204: 104717. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104717>

Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. (2011). Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Hábitat, Madrid.

Angulo, E., 2003. Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Capítulo 1: Influencia de las variables históricas y de las variables de paisaje sobre la distribución y abundancia de las poblaciones de conejo en Andalucía. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Arroyo, B., L. Moreno-Zárate; F. Sardà Palomera. 2023. Catálogo de medidas de hábitat en ecosistemas agrarios y no agrarios para la mejora poblacional de la tórtola europea. Encomienda de gestión entre el MAPA y el IREC para la implementación de un mecanismo de gestión cinegético adaptativo de la tórtola europea (*Streptopelia turtur*) asociada a la gestión del hábitat. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. MAPA. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/gestion-cinegetica/informemapacatalogopriorizadohabitat-v9_tcm30-690854.pdf

Cabezas, S., Moreno, S., 2007. An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. *Animal Conservation* 10, 340-348. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00119.x>

Daryanto. S. et al. 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth-Science Reviews*, 185: 357-373. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013>

Garrote, G., 2021. Evaluación de la eficacia de las medidas de prevención de daños implementadas en el proyecto PreveCo, sobre prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla la Mancha y Extremadura. Grupo Operativo PreveCo. WWF.

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guía de Buenas Prácticas en el ámbito de la Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda 2023-2026. Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas Masa Mancha Occidental II.

Guil, F.; Agudín, S.; Alda, F.; El Khadir, N.; Fernández-Olalla, M.; García, F.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Muñoz-Igualada, J.; Oria, J.; San Miguel, A.; Silvestre, F. 2009. *Actuaciones para el fomento del conejo de monte*. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.

Guil, F., Fernández-Olalla, M., Martínez-Jáuregui, M., Moreno-Opo, R., Agudín, S., San Miguel-Ayanz, A., 2014. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation* 22, 552-558.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. Trujillo, febrero 2023.

Muñoz-Igualada, J. 2005. *Fomento del conejo de monte (Oryctolagus cuniculus) en ecosistemas mediterráneos de suelos ácidos: ecología de madrigueras, selección y utilización de pastos y repoblaciones de conejos*. Tesis Doctoral. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Navarro Gómez, A., 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España*. Informe de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Newton, I. 2017. *Farming and Birds*. William Collins, London, UK.

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021a. *Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de monte en la agricultura*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.
<https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Prevenci%C3%B3n-Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021b. *Resultados y bibliografía*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.
<https://preveco.es/resultados-y-bibliografia/>

Ramírez Pérez P., Lasheras Ocaña J.M. 2015. *Guía de cubiertas vegetales en vid*. IFAPA, Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Sevilla.

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del linco ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do linco ibérico (lynx pardinus T.) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol* 48, 113-122. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

WWF España. 2017a. *Fomento de poblaciones de conejo*. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo.
<https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.2.1>

WWF España, 2017b. *Análisis históricos de la evolución de las poblaciones de conejo silvestre (Oryctolagus cuniculus) en los cercados de reintroducción de WWF en la Sierra de Andújar*.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 27. As culturas de cobertura podem ser culturas destinadas apenas à promoção de coelhos ou outros animais selvagens, para oferecer em épocas de escassez de prados (foto FCBDH).



Figura 28. As culturas de cobertura podem ser leguminosas na primavera, cereais de verão e os primeiros herbáceos no outono e no inverno (foto FCBDH).



Figura 29. As coberturas vegetais entre as culturas lenhosas, semeadas durante todo o ano, vivas ou murchas, podem favorecer as populações de coelhos, mesmo que este não seja o seu objetivo principal, ou evitar os seus danos, em função das densidades (foto ©Projeto [Cubiwood](#), À descoberta de coberturas vegetais em culturas lenhosas, UPA).



Figura 30. As coberturas verdes, deixadas espontaneamente entre as culturas lenhosas, podem também promover as populações de coelhos ou evitar os danos causados por estes, uma vez que, se este alimento estiver presente, os danos causados às culturas serão muito menores (foto ©Projeto [Cubiwood](#), À descoberta das coberturas vegetais em culturas lenhosas, UPA).



Figura 31. Os danos causados pelos coelhos na agricultura concentram-se principalmente nos cereais e nas culturas lenhosas (vinhas e olivais) (fotos 1 e 2 FCBDH & L.M. Marchante & J.M. Finat).



Figura 32. Sementeira perimetral (e.g., centeio ou ervilha) e sementeira com margem multifuncional. Para evitar danos, pode recorrer-se ao “pousio verde”, que consiste na plantação em faixas perimetrais para fornecer uma fonte de alimentação alternativa (fotos FomeCam & UPA).



Figura 33. A utilização de tritcale em culturas de sequeiro é mais tolerante para os coelhos, devido à sua baixa palatabilidade para os leporídeos, à sua rusticidade e à sua capacidade de rebentação. Também pode ser interessante como plantação perimetral e “de tampão”, estabelecendo faixas entre os marouços dos coelhos e as culturas principais (foto UPA).

Capítulo 2.2.
GESTÃO DO *HABITAT*
Áreas de aceiro



Capítulo 2.2.

GESTÃO DO HABITAT

Áreas de aceiro

OBJETIVOS

- Compatibilizar a defesa contra incêndios florestais com a gestão integrada do *habitat* do coelho-bravo, através da **abertura de áreas de aceiro**.
- Melhorar a disponibilidade de prados e ecótonos para as populações de coelho-bravo.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

Consiste na criação de faixas largas nas florestas (aceiros ou faixas de aceiros ou áreas de aceiros) para evitar a propagação de incêndios florestais, adaptando o corte, a poda e a desmatagem da vegetação com a melhoria dos prados herbáceos e a gestão do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). Muitas infraestruturas, como caminhos florestais, caminhos, vedações ou aceiros, podem ser adequadas para a gestão de áreas rurais, herdades, reservas de caça (Espanha) e *zonas de caça* (Portugal), embora tenham um elevado impacto na paisagem, nos *habitats*, nos solos ou na dinâmica hidrológica.

Os aceiros e as áreas de aceiros podem também favorecer a abundância de coelhos-bravos de forma semelhante à gestão dos matos e dos prados (Cap. 1.3). Assim, num estudo realizado em Portugal, foram abertos aceiros e verificou-se que a abundância era mais elevada nas áreas geridas do que nas áreas de controlo (Ferreira & Alves, 2009). Outros benefícios ambientais dos aceiros são o rejuvenescimento dos sistemas florestais, a geração de prados em áreas fechadas de floresta, o aumento da coneti-

vidade de algumas espécies, a utilização como estradas ou como estacas para caça maior, a possível mitigação das emissões globais de CO₂ e a possibilidade de integrar a gestão com outros usos. A gestão integrada dos aceiros pode permitir a promoção da vida selvagem e a complementaridade com outras formas de gestão (Velez, 2000).

Na Conservação, recomenda-se que os aceiros sejam concebidos e mantidos em estrita conformidade com a regulamentação em vigor e que os aceiros sejam substituídos, se possível, por áreas de aceiros (Vélez, 2000), que reduzem o impacto na paisagem. Por conseguinte, propõe-se a criação de áreas de aceiros em que a vegetação não seja completamente eliminada, mas adaptada através da redução da sua espessura, alternando áreas de aceiros com povoamentos de matos, mais respeitadores do ambiente e mais adequados para a promoção do coelho-bravo (González e San Miguel, 2005). De largura e comprimento variáveis, estas áreas modificam o comportamento do fogo, reduzindo a sua velocidade e capacidade de propagação.

A conservação através do **pastoreio** gerido com gado de pastoreio reduziria o combustível, favoreceria a presença de raças locais (Velado-Alonso *et al.*, 2021) e de pastagens adaptadas ao coelho. Além disso, a manutenção é menos agressiva, requer menos fatores de produção e pode ser produtiva (Guil e Moreno-Opo, 2007). Por outras palavras, são “aceiros verdes” ([Global Nature](#), 2018).

Num sentido muito mais lato, estão as “**paisagens de aceiro**”. O objetivo seria transformar a paisagem existente num “mosaico de aceiro”, para *extinguir* os incêndios florestais antes do seu início. Ao intercalar diferentes usos do solo (culturas, prados, bosques), quebra-se a continuidade da vegetação (combustível), que serve de aceiro. Para isso, seria necessário promover o desenvolvimento rural, recuperando paisagens tradicionais, com prados, usos extensivos de gado, massas florestais bem geridas, culturas extensivas, bosques autóctones com estrutura florestal adequada, maior biodiversidade e sequestro de carbono (Hernández *et al.*, 2021).

Portugal está atualmente²⁶ empenhado numa nova política de transformação da paisagem, com as “**Áreas Integradas de Gestão da Paisagem**” ([AGIF, 2024](#)), que incluem serviços ecossistémicos, financiamento múltiplo, criação de paisagens em mosaico e gestão integrada na prevenção de incêndios florestais. Além disso, esta política implica a conservação do lince ibérico como espécie “guarda-chuva” e consequentemente do coelho-bravo (LIFE Iberconejo, 2023). As [Operações Integradas de Gestão da Paisagem](#) podem permitir a transformação estrutural, respondendo às necessidades de resiliência face aos incêndios rurais e de dinamização económica e social dos territórios vulneráveis identificados ([AIGP](#)).

Em resumo, as áreas de aceiro e outras variantes podem permitir a adequação da vegetação florestal através do corte, da poda e da desmatagem de arbustos; e assim melhorar os prados e o abrigo para o encorajamento de coelhos-bravos e outros herbívoros.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Equipa de, pelo menos, duas pessoas qualificadas e um chefe de obra, com veículo todo-o-terreno e reboque, com pessoal adequado e rácio de dias de trabalho/hectare.
- Roçadoras e motosserras motorizadas para o corte e a poda; tratores de lagartas para a desmatagem e roçadoras de martelo para o tratamento dos detritos. Se a área a tratar tiver um declive suave, os custos diminuem se a trituração mecanizada for efetuada por um trator agrícola. No caso da criação de linhas de aceiro, é necessário um buldózer.

Época de realização e condicionantes

A melhor época é o inverno, embora condicionada por:

- Autorizações administrativas, com estrito cumprimento das diferentes normativas, dado o impacto no *habitat*.
- Áreas e Períodos críticos (de reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas. É possível adequar a gestão e não executá-las em Áreas críticas. Fora destes, a época recomendada é de novembro a fevereiro (Guil & Moreno-Opo, 2007).

Pormenores de execução

- Conceção e dimensionamento de aceiros, áreas de aceiro, paisagens de aceiro ou áreas integradas de acordo com o projeto técnico, topografia e vegetação. Os sistemas SIG são indispensáveis.
- A localização, as características e a eficácia do tratamento silvícola podem ser maximizadas com modelos.
- Ao considerar tratamentos e desmatagens de florestas para prevenção de incêndios ou adequação de zonas recreativas, parte do sub-bosque deve ser respeitado como abrigo e local para tocas de coelhos (ou de outra fauna), e as zonas de aceiro devem alternar com povoamentos de matos (WWF Espanha, 2017).
- As **linhas de aceiro** devem ser limpas de vegetação até ao solo mineral, com determinadas larguras mínimas em função da altura da vegetação dominante na zona (árvores, arbustos ou herbáceas) e ancoradas a outros aceiros ou a zonas desprovidas de vegetação.
- As **faixas de aceiro** e as faixas auxiliares (faixas desmatadas, podadas ou lavradas junto às estradas) têm uma largura aproximada de 2,5 a 5 metros.

²⁶ Em parte como consequência do grande incêndio de 2017, que causou a morte de 66 pessoas e afetou mais de 30 000 ha de bosques.

- Nas **áreas de aceiro**, reduz-se o combustível vegetal, eliminando o mato, sem atingir a camada superficial do solo (roça manual ou com máquinas), e trata-se a vegetação arbórea para eliminar a continuidade horizontal e vertical do combustível.
- Estas áreas de aceiro têm faixas desmatadas, podadas e com a arborização desbastada ou podada. Por conseguinte, a largura deve ser 30% superior às faixas de aceiro.
- Devem ser deixados pelo menos 10 % de arbustos, em grupos de 50 m² ou mais.
- As áreas de aceiro em ambos os lados de uma estrada são comuns.
- Não desmatar se a cobertura for inferior a 30% e estiver dispersa, com presença de espécies protegidas ou muito palatáveis (Guil e Moreno-Opo, 2007).
- Esta ação complementa muito bem outras de promoção da criação de coelhos com a gestão do *habitat*.
- Existe a possibilidade de melhorar os **prados** naturais das áreas de aceiro com fertilização fosfórica; ou implantando sementeiras adequadas (que não aumentem demasiado os combustíveis finos) ou com a utilização planeada de gado.
- A manutenção mais recomendável é o **pastoreio** razoável do sub-bosque com gado local ou ungulados em baixas densidades. Manter ou introduzir gado em áreas florestais é uma medida seminatural que pode beneficiar a fauna, incluindo os coelhos.
- A medida deve ser aplicada numa grande área, uma vez que o gado deve ser deslocado e rodado para evitar a exploração intensiva do sub-bosque. A unidade de gestão dependerá do número de cabeças de gado, mas não deverá ser inferior a 100 hectares (Ferrer et al., 2001; Arroyo et al., 2023).

- No que diz respeito à **perceção social**, não é uma medida mencionada pelos atores sociais (agricultores, caçadores, agentes ambientais) como uma medida com impacto no coelho (IESA-CSIC, 2024).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Em **Espanha**, os aceiros são financiáveis pela PAC (2023-27) no âmbito do pilar II com uma única intervenção do PEPAC (Navarro & Mattos, 2024) (**Tabela 21**). A escala de aplicação é regional (em 14 CCAA) e são possíveis outras fontes de financiamento com fundos FEDER (em 9 CCAA) e Projetos LIFE.

Em **Portugal**, os aceiros são financiáveis pela PAC (2023-27), com três intervenções e a escala de aplicação seria possível nos 18 distritos de Portugal continental (**Tabela 21**).

Tabela 21. Intervenções da PAC em Espanha e Portugal para a medida de abertura de aceiros

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção do PEPAC para a abertura de aceiros
6881.2	Investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais
Código de Intervenção PAC Portugal	Abertura de aceiros
C 2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
C.3.2.3	Prevenção da floresta contra agentes bióticos e abióticos
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema
TOTAL	4

Preços unitários antes de impostos

- 1.732 € / ha de área de aceiro em talhadia, com um declive médio de 20%²⁷.
- 2.200 € / ha de área de aceiro em pinhal denso, com 20% de declive médio²⁸.

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou apenas um estudo experimental no sudoeste de Portugal, na área de distribuição original do coelho, que avaliou os efeitos positivos da abertura de aceiros e da plantação de prados de cobertura nos aceiros, com foco na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023).

- Esse estudo concluiu que a abundância de coelhos foi maior em áreas geridas (com aceiros) do que em áreas de controlo, e não havia evidência clara de que os coelhos consumissem mais as espécies plantadas do que as que ocorrem naturalmente (Ferreira & Alves, 2009)²⁹. Por conseguinte, verificou-se uma resposta populacional positiva e uma resposta comportamental sem efeito.

²⁷ Se a área a tratar tiver um declive baixo, os custos diminuem e vice-versa.

²⁸ Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser 9 % inferiores em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser 15% superior. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

²⁹ Numa das áreas de aceiros foi plantada uma mistura de *Secale cereale*, *Trifolium subterraneum* e *Avena barbata* tendo-se observado que as gramíneas foram as plantas mais consumidas ao longo do ano. No entanto, nas áreas controladas, observou-se também o consumo de plantas alternativas com menor valor nutritivo, tais como a *Cistus ladanifer*, especialmente no verão.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Comprimento (km) e superfície total (ha) gerida com áreas de aceiros abertas.
- Comprimento (km) e superfície (ha) dos ecótonos gerados.
- Número e superfície (ha) de ações combinadas para a gestão do meio ambiente.
- Número de parcelas e Unidades de gestão afetadas. Distâncias médias (como indicador da distribuição).

Indicadores específicos:

- Abundâncias relativas de coelhos (densidades estimadas dentro e fora da superfície gerida por número de latrinas / km). A metodologia para a abundância absoluta pode não ser prática neste caso, e também devido à escala.
- Número de cabeças de gado autóctone que utilizam esses espaços e superfície pastada (ha).

Indicadores de eficácia:

- Tendências das abundâncias relativas de coelhos nos aceiros, áreas de aceiros e nas áreas de controlo. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito bom.
- Aumento da produtividade da vegetação gerida.
- Aumento, riqueza ou diversidade e abundância de outras espécies de fauna e flora selvagens nas áreas de aceiros criadas.

REFERÊNCIAS

AGIF. Agência para a Gestão Integrada de Fogos Rurais, I.P., 2024. *Sistema de gestão integrada de fogos rurais (SGIFR) Portugal*. Consultado el 30/07/2024. <https://www.agif.pt/pt/sobre-o-sgifr>.

Arroyo, B., L. Moreno-Zárate; F. Sardà Palomera. 2023. *Catálogo de medidas de hábitat en ecosistemas agrarios y no agrarios para la mejora poblacional de la tórtola europea*. Encomienda de gestión entre el MAPA y el IREC para la implementación de un mecanismo de gestión cinegético adaptativo de la tórtola europea (*Streptopelia turtur*) asociada a la gestión del hábitat. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. MAPA. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/gestion-cinegetica/informemapacatalogopriorizadohabitat-v9_tcm30-690854.pdf

DGT, Direção-Geral do Território. 2024. *Operações Integradas de Gestão da Paisagem. Áreas Integradas de Gestão da Paisagem*. Consultado el 30/07/2024. <https://www.dgterritorio.gov.pt/paisagem/ptp/oigp>

Ferreira, C., Alves, P.C., 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. *Eur J Wildl Res* 55, 487-496. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0257-4>.

Ferrer, C., Barrantes, O., Broca, A. 2001. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles. *Pastos*, 31: 129-184. <https://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1296>

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Global Nature, 2018. *Cortafuegos Verdes*. Código AGCOOP_A/2018/038. Ayudas para la cooperación en el marco del Programa de desarrollo rural de la Comunidad Valenciana 2014-2020. Consultado el 30/07/2024. <https://fundacionglobalnature.org/cortafuegosverdes/>

Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo*. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. Fundación CBD-Habitat, Madrid.

Hernández, L. y cols. 2021. *Paisajes cortafuegos*. Propuesta de WWF España y ANP/WWF Portugal para adaptar el territorio ibérico a los incendios. WWF España y ANP/WWF.

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. [Trujillo](#), febrero 2023.

Navarro Gómez, A., 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España*. Informe de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

San Miguel, A. (Coord.). 2014 (2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus L.*) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Velado-Alonso, E., Gómez-Sal, A., Bernués, A., Martín-Collado, D. 2021. Disentangling the Multi-dimensional Relationship between Livestock Breeds and Ecosystem Services. *Animals*, 11(9), 2548. <https://doi.org/10.3390/ani11092548>

Vélez, R. (Coord.). 2000. *La defensa contra incendios forestales*. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.

WWF España. 2017. *Fomento de poblaciones de conejo*. Cap. 2. El conejo silvestre en España. *Biología, gestión y fomento de sus poblaciones*. Proyecto SOS Conejo. 2.1.3. Tratamientos Silvícolas. <https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.2.1>

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 34. Os aceiros podem favorecer a abundância de coelhos, gerar prados em zonas fechadas de montanha, rejuvenescer sistemas florestais, aumentar a conectividade de algumas espécies ou integrar a gestão com outras explorações (fotos FCBDH).



Figura 35. Área de aceiros em vista cenital no verão (foto ©IGN 2019).



Figura 36. A conservação dos aceiros e das áreas de aceiros através do pastoreio reduz o combustível, requer uma manutenção menos agressiva, pode ser produtiva e benéfica para os coelhos (foto P. Torán, herdade Las Suertes).

Capítulo 2.3.

GESTÃO DO *HABITAT*

Queimadas controladas e áreas queimadas



Capítulo 2.3.

GESTÃO DO HABITAT

Queimadas controladas e áreas queimadas

OBJETIVOS

- Promover os matos e os prados como abrigo e alimento para as populações de coelhos-bravos.
- Gestão do *habitat* do coelho através de pequenas **queimadas controladas e prescritas**.
- Gestão do *habitat* de áreas ardidas após incêndios florestais.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Como já foi referido, a manutenção das estruturas em mosaico é um fator do *habitat* muito adequado para o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). Em contrapartida, a homogeneização por “florestação” é prejudicial para os prados (Ferrer *et al.*, 2001; Lasanta *et al.*, 2024). Do ponto de vista da gestão, as desmatamentos e as pequenas queimadas controladas para aumentar as superfícies de prados quando o mato está fechado (Lasanta *et al.*, 2024; Goldammer, 2016; Fernandes *et al.*, 2013), são práticas de gestão comprovadas.

As **queimadas controladas e prescritas** são um tipo de desmatamento seletivo de pequena superfície que geram parcelas com prados, eliminando seletivamente matos seriais com baixo nível evolutivo e espécies heliófilas (esteva, rosmaninho, tomilho ou alecrim) com baixa produtividade e baixa qualidade bromatológica. A superfície mínima de prados estimada adequada para coelhos bravos deve ser, aproximadamente, 25% da área total, mas distribuída de forma heterogénea. O objetivo é atingir

uma proporção aproximada de 40% e 60% de cobertura de mato e prados, respetivamente, distribuídas em mosaico. Tal como no caso da desmatamento, as queimadas extensivas, excessivas e intensivas são fortemente desaconselhadas e a gestão deve ter como objetivo melhorar a qualidade e a distribuição e não a quantidade dos prados.

Da mesma forma, em condições especiais (baixa temperatura, sem vento ou com vento favorável, solo húmido e outras), uma queima ou **incêndio de intensidade baixa** ou moderada, rápido e que não afete gravemente o solo pode desempenhar uma função semelhante à desmatamento seletiva (Fernández *et al.*, 2015; Fontúrbel *et al.*, 2016). Isto deve-se ao facto de eliminar a parte aérea da vegetação, mas as plantas capazes de rebentação intensiva (muitos arbustais evoluídos) competem com vantagem sobre as que se regeneram por semente (a maioria das quais são heliófilas e colonizadoras). O resultado é uma comunidade mais evoluída do que a que existia antes do incêndio e mais adequada para o coelho-bravo (González & San Miguel, 2005).

Além disso, a gestão das áreas ardidas após incêndios ou queimadas, com reflorestação arbustiva e sistemas agro-florestais adequados, pode ser uma oportunidade para favorecer os coelhos-bravos e outra fauna.

Além disso, os fogos técnicos podem servir para prevenir danos florestais, iniciados com pinga lume após a delimitação do perímetro das parcelas. Com as queimas de mato, as parcelas têm uma enorme redução de combustível e podem evitar a propagação do fogo, com um cenário ideal de mosaico de parcelas queimadas e não queimadas, que poderia servir como área de aceiros. No entanto, a medida tem fortes restrições regulamentares devido ao grau de risco associado, aos poucos dias que reúnem as características adequadas e às singularidades da vegetação mediterrânica, com continuidade vertical e presença de espécies altamente inflamáveis (Fernandes *et al.*, 2022). Por conseguinte, constitui apenas uma alternativa ou complemento a outras medidas.

Numa visão ampla, pode-se considerar que existem incêndios naturais e sustentáveis, embora alguns sejam socioeconomicamente insustentáveis (Bond & Keeley, 2005; Santín *et al.*, 2023). As condições cada vez mais propícias a grandes incêndios florestais estão a ocorrer em quase todo o planeta, o que exige uma mudança de paradigma na gestão (Keeley *et al.*, 2011; Andela *et al.*, 2017; Jones *et al.*, 2022; Kreider *et al.*, 2024). De facto, em Espanha, embora o número de incêndios tenha diminuído, estes são cada vez mais intensos e de maior magnitude (Cardil *et al.*, 2014; Royé *et al.*, 2019). Uma medida eficaz para reduzir os grandes incêndios de alta intensidade consiste em permitir um certo número de pequenos incêndios (< 500 ha) e de intensidade relativamente pouco intensos. É até possível considerar alguns incêndios como uma oportunidade. Em muitos casos, os espaços que ardem são um legado da gestão florestal do passado e a queima, por exemplo, de certas repovações do século XX, daria a oportunidade de repensar e restaurar adequadamente os ecossistemas (Pausas, 2024).

Por último, indicar que a legislação, em geral, proíbe, a realização de queimadas em prados e matos em áreas florestais e áreas de influência florestal, em extensões variáveis, sendo de pelo menos 300 metros em Portugal e de mais de 400-500 metros em Espanha. No entanto, estas regulamentações preventivas podem estar em contradição com outras relativas à manutenção da pecuária e com a PAC (Vélez *et al.*, 2022). Neste sentido, as duas intervenções possíveis da PAC em Espanha para esta medida são os investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais e os investimentos em florestação e sistemas agroflorestais (Tabela 22). Em Portugal, seriam cinco as intervenções a este respeito (Tabela 23).

Esta ação é muito bem complementada por outras medidas de gestão do *habitat*, como a desmatção, o estabelecimento de pastagens naturais, a sementeira, a revegetação, os aceiros ou outros tratamentos silvícolas (WWF Espanha, 2017).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Pinga lume (de 1-5 litros, ferramenta ignífera para queima controlada, fogo técnico e outras aplicações florestais).
- Combustível de querosene e gasóleo numa proporção de 30% a 70%.
- Materiais para delimitar o perímetro de pequenas parcelas e para a prevenção de incêndios florestais: bastão de incêndio florestal, mochila de água para extinção de incêndios, ferramentas multifuncionais (tipo Gorgui, machado Pulaski) e ancinho florestal (McLeod, ceifeira).
- Material e medidas de prevenção de riscos profissionais, com equipamentos de proteção individual e acessórios de autoproteção. Dois operadores altamente qualificados podem ser suficientes.

Época de realização e condicionantes

- Devem ser fora das Áreas e Períodos críticos (de reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas, mesmo que coincidam com as melhores condições para as queimas prescritas, em comum de novembro a fevereiro.
- Autorizações administrativas, sujeitas a épocas de incêndios florestais e outras. Existem restrições severas com alertas meteorológicos com Índices de Risco Diário de Incêndios (IRDI) elevados, muito elevados ou extremos.
- Por conseguinte, as **queimas controladas** têm duas limitações. Por um lado, a conservação das espécies, sobretudo aves, que desde o início do período de reprodução contam com uma zona de exclusão. E, por outro lado, as de carácter administrativo, que implicam o fim do período de elevado risco de incêndio.

- A **meteorologia** é determinante, uma vez que a queima deve ter lugar dentro de um período de tempo determinado, sob determinadas condições de temperatura, vento e humidade, para evitar que se transforme num incêndio.
- A queima de matos e prados está proibida em muitas regiões (CCAA espanholas e distritos portugueses) assim como a queima de resíduos agrícolas, florestais ou de qualquer outro tipo em épocas de elevado risco de incêndios.
- Em geral, em **terreno florestal** ou com influência florestal, nas restantes épocas do ano (risco baixo e médio de incêndios florestais), é permitido fazer queimadas com autorização administrativa. A zona de influência florestal é a área circundante à floresta e compreende uma faixa de, pelo menos, 400-500 metros em Espanha e 300 metros em Portugal (mas é necessário consultar a regulamentação de cada região ou distrito, que pode variar).
- Para além disso, é necessário consultar a regulamentação específica de cada região para queimadas em **terrenos agrícolas**, dependendo da época, zonas, municípios ou freguesias e outras restrições.
- O declive recomendado deve ser inferior a 10%, mas existem também restrições e regulamentos específicos.

Pormenores de execução

- As queimadas controladas e prescritas (remoção de mato senescente ou envelhecido) são iniciadas com maçaricos, concebidos para fogo técnico. São também utilizadas para a extinção de incêndios no combate a fogos, queimadas de ramolagem e outras.
- Executar apenas quando a superfície de mato exceder 65% da área.
- Executar em povoamentos e em pequenas superfícies, deixando a vegetação rasteira intercalada para criar mosaicos. A distância ótima entre as parcelas deve situar-se entre 40 e 100 m.

- A superfície máxima permitida por aplicação deve ser de 10 hectares, e a queima deve ser planeada em parcelas de não mais de 5 ha (Vélez *et al.*, 2022). No entanto, para efeitos de gestão dos coelhos, recomenda-se a utilização de parcelas ainda mais pequenas.
- Após a queima controlada, pode ser cultivada com cereais e leguminosas de sequeiro ou pradarias artificiais. Em todo o caso, após a queima, é recomendada a fertilização com as cinzas. Além disso, existem regulamentos que limitam a lavoura abaixo da projeção da copa das espécies florestais.
- Só com as cinzas e um fornecimento suplementar de microrganismos rizosféricos é possível restaurar o prado natural.
- Os matos mais desenvolvidos e as margens dos cursos de água devem ser escrupulosamente respeitados numa extensão mínima de 25 metros.
- A eficácia destas medidas de gestão dos *habitats* pode ser baixa em termos absolutos e, para a aumentar, devem ser aplicadas em complementaridade com outras medidas.
- No que diz respeito à **perceção social**, não é uma medida mencionada pelos atores sociais como tendo um impacto sobre o coelho (IESA-CSIC, 2024), embora no passado tenha sido apreciada.
- Algumas medidas para **recuperar o coelho-bravo após um incêndio** e restaurar um ecossistema mais resistente podem ser:
 - Avaliar os danos e os prejuízos ecológicos, no solo, na vegetação e na fauna. No caso dos coelhos, as contagens de latrinas (densidades relativas) com cartografia podem dar uma estimativa do impacto do fogo na população.
 - Proteger o solo, pois é o elemento mais vital, o biótopo para os coelhos e outros seres vivos. Se forem desencadeados processos de erosão, os danos podem ser irreversíveis. Por con-

seguinte, a proteção do solo deve ser a prioridade em todas as ações de recuperação, podendo ser necessárias medidas de emergência nas zonas mais sensíveis ou com maior declive.

- Ajudar a fauna durante este período crítico, com a instalação de comedouros e bebedouros, é uma medida útil para favorecer a sobrevivência das populações.
- Em locais com elevada densidade de ungulados e em herdades vedadas, é aconselhável instalar temporariamente pontos de alimentação suplementar para estes animais, para evitar o sobrepastoreio da vegetação que foi poupada pelo fogo; e ajustar a capacidade de carga do ambiente. E exortar os gestores e as administrações a adaptarem as densidades, respeitando as disposições dos Planos de Ordenamento Cinegético (POC) e as especificações facultativas das superfícies de pastagem.
- Em zonas com predadores especializados ameaçados, pode considerar-se o reforço das populações de coelhos para aumentar a disponibilidade de alimentos e reduzir a pressão sobre as populações naturais que sobreviveram ao fogo.
- Verificar o abrigo e o estado dos marouços naturais e artificiais após a passagem do fogo. Aproveitar a oportunidade para efetuar uma manutenção, por exemplo, desbloqueando as bocas que possam ter ficado obstruídas. Se forem necessários trabalhos de reconstrução ou de criação de novos marouços, será necessário esperar que o solo esteja totalmente protegido.
- Remover ou reciclar árvores e ramos queimados, uma vez que os solos cobertos de vegetação estão negativamente correlacionados com a abundância de coelhos.
- A vegetação mediterrânica está adaptada ao fogo e, se a erosão for evitada, a erva rebentará e as formações arbustivas

recuperarão o seu estado anterior, através da sucessão natural.

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foi identificada uma medida com possível financiamento da PAC (2023-27): queimadas controladas e áreas ardidas (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, as pequenas queimadas controladas e a gestão das áreas queimadas são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27) com duas intervenções PEPAC (pilar II), ambas a nível regional. E, no primeiro caso, são possíveis outras fontes de financiamento através de fundos FEDER (em 9 CCAA) e de projetos LIFE (**Tabela 22**).

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção do PEPAC para pequenas queimadas controladas e áreas queimadas
6881.1	Investimentos florestais não produtivos em reflorestação e sistemas agro-florestais
6881.2	Investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais
TOTAL	2

Tabela 22. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de pequenas queimadas controladas e gestão de áreas ardidas

Em **Portugal**, estas medidas são financiáveis pela PAC (2023-27) com cinco intervenções (**Tabela 23**). A escala de aplicação é a dos 18 distritos de Portugal continental.

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para pequenas queimadas controladas e áreas ardidas
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
C.3.2.3	Prevenção da floresta contra agentes bióticos e abióticos
C.3.2.4	Restabelecimento do potencial silvícola na sequência de catástrofes naturais, de fenómenos climáticos adversos ou de acontecimentos catastróficos

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para pequenas queimas controladas e áreas ardidas
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema
C.3.2.8	Prémio à perda de rendimento e à manutenção de investimentos florestais
TOTAL	5

Tabela 23. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de pequenas queimas controladas e a gestão das áreas ardidas

Preços unitários antes de impostos

As queimas controladas para a criação de prados ("queimas controladas") deveriam ser o tratamento mais barato deste tipo de gestão do *habitat*, ou eficaz, mas apenas de um ponto de vista económico. Na prática, porém, tendem a situar-se em locais mais inacessíveis, com afloramentos rochosos, onde as máquinas não podem entrar, onde não podem ser mecanizadas e onde requerem mão de obra e medidas de segurança consideráveis.

€	Unidade	Conceito
205€	un.	Tocha gota a gota com capacidade de 1 litro, leve e fácil de transportar, para ataque indireto e paralelo como aceiros e criação de áreas ardidas.
330€	un.	Maçarico de gotejamento com capacidade de 5 litros, com depósito de alumínio espesso, base de dupla camada e soldaduras reforçadas, com válvulas de segurança para evitar o flashback.
9,4€	L.	Combustível (parafina e gasóleo, 30-70%)
370€	un.	Kit de prevenção de incêndios florestais (bastão de fogo, mochila de água, ancinho e ferramentas multifuncionais: aproximadamente 47+88+48+187€).
850€	un.	Equipamento de proteção individual e acessórios de autoproteção (capacete florestal, óculos de proteção, macacão ignífugo, máscara não filtrante, luvas ignífugas e botas especiais: cerca de 130+58+319+69+69+205 euros).
1.561€	ha	Queimadas controladas para a criação de prados ("queimadas prescritas"). Por outro lado, o custo da desmatção por surribo ou subsolagem ronda os 500 euros (uma vez que se trata de zonas acessíveis, sem rochas, que podem ser mecanizadas ou que requerem menos mão de obra).

Tabela 24. Preços para a medição de pequenas queimas controladas e áreas ardidas
Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora

fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

O fogo como ferramenta de gestão da vegetação tem sido a base da agricultura e da pecuária durante milénios (Pausas & Keeley, 2009). Atualmente, o fogo continua a ser uma componente das tecnologias rurais (Hoffmann *et al.*, 2021; Carracedo-Martín *et al.*, 2016). No entanto, nas condições socioeconómicas de Portugal e Espanha, o fogo é também uma fonte de incêndios florestais e uma componente de conflito (Vélez *et al.*, 2000, 2022).

O uso de fogo técnico, controlado e prescrito é uma ferramenta de gestão adicional, que pode ser considerada na prevenção de incêndios florestais (Sayedi *et al.*, 2024). A aplicação deve ser avaliada em função da realidade biogeográfica e social de cada território e dos efeitos previsíveis sobre a vegetação e o solo. Em alguns casos, pode também ser uma ferramenta para a restauração de *habitats* e o aumento da biodiversidade (Fernandes *et al.*, 2013; Goldammer *et al.*, 2016; MITECO, 2021).

O equilíbrio entre os prados como alimento e os matos como abrigo natural favorece as populações de coelhos bravos (Blanco e Villafuerte, 1993). Os **prados** herbáceos naturais são o melhor alimento e co-evoluíram com o coelho. No entanto, os prados naturais mediterrânicos têm dois inconvenientes principais: o murchamento estival e a baixa produção invernal. A gestão dos matos pode ser orientada de diferentes formas, nunca generalizada, e pode ser tão sensato abri-los (neste caso com pequenas queimadas) como protegê-los (González & San Miguel, 2005).

O **solo** é também o biótopo dos marouços dos coelhos e o menos renovável dos recursos, pelo que é essencial evitar a sua degradação. Para

que este tipo de tratamento seja aconselhável, é essencial que exista uma abundância relativa de arbustais evoluídos, que, quando respeitados, garantem a proteção do solo durante os primeiros anos após o tratamento (González & San Miguel, 2005). Os coelhos podem também promover a fertilidade do solo (Willot *et al.*, 2000).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou dois estudos experimentais em Espanha (nordeste e sudoeste) que avaliaram os efeitos de pequenas queimadas controladas em tesselas e a gestão do habitat de áreas ardidas após incêndios florestais, com foco na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023). Ambos mostraram que houve respostas positivas da população a estas medidas de gestão:

- Um estudo avaliou o efeito da desmatção através de queimadas prescritas, juntamente com o tamanho e a área das zonas queimadas. Para este efeito, comparou-se a utilização de áreas ardidas e de controlo em zonas de mato húmido e seco. A abundância de coelhos foi maior nas zonas de mato húmido do que nas de mato seco e maior nas parcelas queimadas do que nas parcelas de controlo. Houve uma diferença significativa na abundância entre parcelas queimadas e parcelas de controlo no mato seco, mas não foi significativa nas áreas de mato húmido (Moreno & Villafuerte, 1995).
- Outro estudo avaliou os efeitos dos incêndios e dos tratamentos pós-incêndio (áreas ardidas e destas com remoção de árvores e ramos queimados). A abundância de coelhos não foi diferente nos diferentes tipos de áreas ardidas, mas foi maior onde as árvores e ramos queimados foram removidos. Os solos cobertos por ramos ou vegetação densa foram negativamente correlacionados com

a abundância (Rollan & Real, 2011).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície total gerida (hectares de queimadas controladas, queimadas prescritas e áreas ardidas).
- Número de parcelas e Unidades de gestão afetadas. Distâncias médias (como indicador da distribuição).
- Comprimento (m) dos ecótonos gerados.
- Número e superfície (ha) de ações combinadas para a gestão do meio ambiente.

Indicadores específicos:

- Abundância relativa de coelhos (densidades amostradas dentro e fora da superfície gerida ou da área de controlo, por número de latrinas / km). A metodologia para a abundância absoluta pode não ser prática neste caso, e também devido à escala.

Indicadores de eficácia:

- Tendências na abundância relativa de coelhos após o fogo controlado e em áreas de controlo. Neste tipo de gestão, a contagem de latrinas é um indicador muito bom.
- Aumento da produtividade da vegetação gerida.
- Aumento, riqueza e diversidade de outras espécies de vida selva-

gem que utilizam as áreas após a queimada.

REFERÊNCIAS

Andela, N. et al. 2017. A human-driven decline in global burned area. *Science*, 356: 1356-1362. <https://doi.org/10.1126/science.aal4108>

Blanco, J. C., e Villafuerte, R. 1993. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. Informe inédito. Tragsa.

Bond, W.J., Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

Cardil, A., Eastaugh, C.S., Molina, D.M. 2014. Extreme temperature conditions and wildland fires in Spain. *Theoretical and Applied Climatology*, 122: 219-228. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1295-8>

Carracedo-Martín, C. et al. 2016. Increasing late winter-early spring fire activity in Northern Spain: climate change or human footprint? *Geophysical Research Abstracts* 18: 12619.

Fernandes, P.M., Davies, G.M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C.R., Vega, J.A. and Molina, D. 2013. Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11: e4-e14. <https://doi.org/10.1890/120298>

Fernandes, P.M. et al. 2022. Prescribed burning in the European Mediterranean Basin. In: Weir, J.R. & Scasta, D. (eds.) *Global Application of Prescribed Fire*. Chap 13. Pp. 230-248. CSIRO.

Fernandez, C., Vega, J.A., Fonturbel, T. 2015. Does shrub recovery differ after prescribed burning, clearing and mastication in a Spanish heathland? *Plant Ecology*, 216: 429-437. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0447-y>

Ferrer, C., Barrantes, O., Broca, A. 2001. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles. *Pastos*, 31: 129-184. <https://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1296>

Fontúrbel, T., Fernandez, C., Vega, J.A. 2016. Prescribed burning versus mechanical treatments as shrubland management options in NW Spain: Mid-term soil microbial response. *Applied Soil Ecology*, 107: 334-346. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.008>

Goldammer, J.G. 2016. *Use of Prescribed Fire in Land Management, Nature Conservation and Forestry in Temperate-Boreal Eurasia*. Biodiversidade Brasileira, 6: 6-26. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v6i2.579>

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Hoffman, K.M. et al. 2021. Conservation of Earth's biodiversity is embedded in Indigenous fire stewardship. *PNAS*, 118: e2105073118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2105073118>

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

Jones, M.W. et al. 2022. Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change. *Reviews of Geophysics*, 60: e2020RG000726. <https://doi.org/10.1029/2020RG000726>

Keeley JE, Bond WJ, Bradstock RA, Pausas JG, Rundel PW. 2011. *Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management*. Cambridge University Press; 2011.

Kreider, M.R. et al. 2024. Fire suppression makes wildfires more severe and accentuates impacts of climate change and fuel accumulation. *Nature Communications*, 15: 2412. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46702-0>

Lasanta, T. et al. 2024. Shrub clearing and extensive livestock as a strategy for enhancing ecosystem services in degraded Mediterranean mid-mountain áreas. *Science of The Total Environment*, 906: 167668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167668>

LIFE Iberconejo, 2023. Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. [Trujillo, febrero 2023](#).

MITECO, 2021. *Recomendaciones técnicas para la gestión de quemas controladas y quemas prescritas*. Comité de Lucha Contra Incendios Forestales. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid.

Moreno, S., Villafuerte, R., 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conser-*

vation 73, 81-85. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)90069-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90069-1)

Moreno S., Beltrán, J.F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordán, G., Ayala, A., Quintero, C., Jiménez, A., Castro, F., Cabezas, S. e Villafuerte, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research* 34: 652-658.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.*

Pausas J. G. Incendios forestales. Una introducción a la ecología del fuego. 2024. Editorial: CSIC y Catarata ISBN: 978-84-00-11305-6. Nº en la colección: 158.

Pausas, J.G., Keeley, J.E. 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, 59: 593-601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>

Rollan, À., Real, J., 2011. Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance. *Eur J Wildl Res* 57, 201-209. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0412-y>

Royé, D. et al. 2019. Wildfire burnt area patterns and trends in Western Mediterranean Europe via the application of a concentration index. *Land Degradation and Development*, 31: 311-324. <https://doi.org/10.1002/ldr.3450>

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.*

Santín, C. et al. 2023. Incendios forestales. *Ciencia para las Políticas Públicas*, 2. CSIC. <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/15366>

Sayedi et al. 2024. Assessing changes in global fire regimes. *Fire Ecology*, 20: 18. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00237-9>

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.*

Vélez, R. (Coord.). 2000. *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias.* Mc-

Graw-Hill. Madrid.

Vélez, R. (Coord.). 2022. *Quemas prescritas realizadas por los EPRIF. Método y aplicación. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid. Ed. Digital.* <https://cpage.mpr.gob.es/producto/quemas-prescritas-realizadas-por-los-eprif/>

Willot, S.J., Miller, A.J., Incoll, L.D. and Compton, S.G. 2000. The contribution of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) to soil fertility in semi-arid Spain. *Biology and Fertility of Soils* 31(379-384).

WWF España. 2017a. *Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Tratamientos silvícolas. Proyecto SOS Conejo.*



Figura 37. A homogeneização da paisagem, neste caso um pinhal fechado, é prejudicial para os coelhos e outros herbívoros. A desmatação e as pequenas queimadas prescritas para aumentar as pastagens são práticas comprovadas (foto Antonio Romero, AMN Extremadura).



FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 39. A recuperação do coelho-bravo após um incêndio incluiria a proteção do solo, a manutenção de pontos de alimentação suplementar para coelhos e outros animais selvagens, o eventual reforço, a gestão de marouços naturais e artificiais, a reciclagem de árvores e ramos queimados e outra gestão do habitat (fotos Plano INFOCA).



Figura 40. A queima de matos e prados é proibida em muitas regiões espanholas e portuguesas. As queimadas prescritas necessitam de autorizações administrativas, sujeitas às épocas de incêndios florestais e a outras condições (foto M. Taborda, AMN Extremadura).

Capítulo 3.1.

MAROUÇOS, ABRIGOS E PROTEÇÃO



Capítulo 3.1.

MAROUÇOS, ABRIGOS E PROTEÇÃO

OBJETIVOS

- Selecionar fatores de *habitat* adequados para os coelhos-bravos, especialmente a **disponibilidade de abrigos naturais**.
- Proteção de marouços ou tocas naturais.
- Promover a criação de **abrigos e marouços artificiais** para aumentar a sobrevivência e a produtividade.
- Aumentar os abrigos artificiais em **áreas com cobertura arbustiva baixa a média e disponibilidade de prados**.
- Construir estruturas de proteção artificial para repovoamento, translocações, reforços e libertações “suaves”.
- Melhorar a abundância e a distribuição do coelho-bravo como espécie presa e a produtividade dos predadores especializados protegidos.
- Promover os recursos cinegéticos e melhorar os *habitats* das reservas de caça em Espanha e das *zonas de caça* em Portugal.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Os marouços, os abrigos e os elementos de proteção artificial são um dos instrumentos mais utilizados e eficazes para a promoção das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). As medidas consistem basicamente na criação de estruturas artificiais, onde os coelhos podem encontrar locais de de-

fesa e reprodução, e na proteção dos marouços e tocas naturais:

- Proteção dos **marouços**, naturalmente criados e ocupados por coelhos no mato. A medida consiste na exclusão de concorrentes e predadores com cercados (pastor elétrico ou malhas) ou na proteção individual dos marouços com cercados, grades³⁰ ou estruturas metálicas (Guil e Moreno-Opo, 2007; Agudín *et al.*, 2011; San Miguel, *et al.*, 2014).
- Construção de **marouços e abrigos artificiais**. Existem vários tipos e componentes. São fabricados com materiais naturais locais (pedras, ramos de poda, etc.) ou materiais artificiais de construção ou industriais (tubos, blocos, caixas de visita, betão, paletes, tijolos, malhas, etc.) em função das condições ecológicas, da disponibilidade, dos meios e do orçamento. Existe uma diversidade de tipologias em termos de estrutura, dimensões, integração no ambiente, regulação térmica e luminosa, localização e tipologia de substrato (WWF, 2017a).

Se tiverem uma estrutura interna com algum tipo de câmaras (tocas ou “coelheiras”) e galerias artificiais adequadas para funções de proteção e reprodução, são designados por **marouços**. Estes são os mais adequados para o repovoamento e o reforço das populações. Quando se trata apenas de estruturas de proteção (cortina de galhos, paletes, etc.) a partir das quais os próprios coelhos podem criar estruturas de reprodução, chamam-se **abrigos**. No entanto, na mesma literatura técnica, os termos são utilizados indistintamente, de forma ambígua e, por vezes, como sinónimos. Sem dúvida, o melhor abrigo seria um marouço artificial aberto à disposição dos coelhos.

³⁰ O **entaramado** consiste em proteger a superfície do marouço, criando uma cobertura de ramos secos. Esta cobertura proporciona uma proteção suplementar contra a predação (ou a caça furtiva com furão), dificultando a escavação ou a entrada dos predadores e proporcionando também proteção térmica. Se a poda ou a desmatagem forem efetuadas, os restos podem ser utilizados para criar marouços naturais ou artificiais. Ao colocar os ramos, deve ter-se o cuidado de deixar o acesso às bocas para que os coelhos possam aceder livremente. 2017a). Nalgumas regiões, o modo de “entaramar” é quase uma cultura.

Em termos de **estrutura**, os marouços artificiais devem proporcionar segurança e locais de reprodução. Tal como um marouço natural, os marouços artificiais devem ter uma temperatura adequada, impermeabilidade relativa, baixa condensação, ausência de luz e uma estrutura interna compartimentada. As **formas** não condicionam estas propriedades, mas facilitam a construção (redondas para as pedras, retangulares para as paletes e os tijolos, lineares para os tubos, etc.). A estrutura dos marouços e dos abrigos deve ser resistente aos predadores, especialmente aos escavadores como o javali e a raposa. A durabilidade da estrutura deve ser considerada na análise custo-benefício. Todos os marouços combinam diferentes números de galerias e câmaras, que devem imitar as naturais (Kolb, 1985).

Tamanhos relativamente grandes, superiores a 10 m², contribuem para os aspetos acima referidos, para além de aumentarem a capacidade de carga. Os coelhos preferem marouços maiores. No entanto, o acolhimento do maior número possível de indivíduos é regido por relações intra-específicas, que são responsáveis pelo baixo aumento da produtividade em marouços maiores, pelo que parece mais viável utilizar marouços mais pequenos. No entanto, os coelhos mostram uma preferência por grandes marouços (4 ou 6 “coelhais”) quando estão disponíveis diferentes tamanhos (Rouco *et al.*, 2011; LIFE Iberconejo, 2023).

A **localização** dos marouços e dos abrigos artificiais deve incluir zonas de alimentação, abrigo, água e ecótonos. Devem ser integradas em amplas Unidades de ação ou de gestão, incluindo mosaicos com prados e matos (idealmente o interface matos-prados ou, em alternativa, culturas) e com manutenção a longo prazo (LIFE Iberconejo, 2023). Neste sentido, a proximidade de marouços naturais ocupados pode favorecer a expansão de pequenas populações locais de coelhos.

O solo condiciona os **tipos** e é feita uma distinção entre marouços e abrigos superficiais e subterrâneos. As de superfície são adequadas

para solos argilosos, compactados ou rochosos; e as subterrâneas para solos arenosos e soltos:

- Entre os **marouços de superfície**, os mais tradicionais são os de pedra (Guil e Moreno-Opo, 2007), mas também podem ser feitos de betão, blocos, tijolos, plástico, por vezes misturados e muitas vezes combinando elementos. Os tubos de betão e as caixas de visita também podem ser montados à superfície e depois cobertos com terra.
- Os **abrigos de superfície** podem ser feitos de paletes, malha, terra, ramos (cortinas de galhos) e detritos vegetais, cepos de árvores, malhas para formar cercas protetoras para vegetação densa, etc. São frequentemente mistos, com combinações de materiais.
- Os **marouços subterrâneos** podem ser feitos de pedras (com galerias enterradas) e tocas tubulares artificiais (Muñoz-Igualada, 2005, Espinosa *et al.*, 2021) de diferentes tamanhos, número de galerias e câmaras, que imitam as tocas naturais de acordo com o esquema de Kolb (1985).

Se a densidade local de coelhos for inexistente ou muito baixa, são utilizados marouços artificiais para reforços, reintroduções ou **repovoamentos**, com libertações “suaves” de coelhos selvagens de genética adequada e translocados para estas estruturas (ou cercas). Por outro lado, as libertações “duras” implicam libertações diretas no terreno, sem elementos de proteção, o que, no caso do coelho-bravo, é totalmente desaconselhável devido à falta de fixação ao novo *habitat*. Noutras ocasiões, quando as populações são de baixa ou média densidade, deixa-se que os marouços artificiais sejam colonizados naturalmente pelos coelhos autóctones para favorecer a sua expansão, atuando como abrigos de qualidade.

Em geral, em condições de densidade média a elevada de coelhos, ou em cercas de repovoamento, quase todos os tipos de abrigo ou marouços são facilmente utilizados pelos coelhos, embora nem todos os modelos sejam

adequados para a reprodução (WWF, 2017a). Descrições pormenorizadas destes tipos de abrigos podem ser encontradas em Guzmán et al. (2012), San Miguel *et al.* (2014) ou WWF Espanha (2017a). Apesar do vasto conhecimento, é necessário avançar neste domínio com novas experiências complementares e de sucesso, e realizar a monitorização e avaliação das medidas a longo prazo (LIFE Iberconejo, 2023).

Estas medidas são muito bem complementadas por outros fatores e gestão do *habitat*: vegetação mediterrânica, ecótonos, matos e prados naturais, pastagens artificiais, sementeira, pontos de alimentação e água, aceiros, pequenas queimadas controladas ou prescritas; repovoamento, translocações e reforços (*restocking*); cercas de reprodução, medidas sanitárias, gestão cinegética e gestão da predação (predadores ou concorrentes).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Dependendo do tipo de marouço artificial (para abrigos pouco profundos é menos), em geral uma equipa de 3 pessoas com um capataz ou chefe de obra, um veículo todo-o-terreno com reboque (ou *Dumper* de obra) e uma retroescavadora mista (75-90 cv, com um balde de 90).
- Ferramentas de marcação e de balizagem (fita métrica, tinta), ferramentas de terreno (pás, picaretas, enxadas, ancinhos) e ferramentas de avaliação (GPS, lanterna). Material e medidas de prevenção dos riscos profissionais.
- São necessários diversos materiais para a estrutura geral e para as galerias dos marouços (pedras, tubos de betão, etc.), para as câmaras ou “coelheiras” (blocos de betão, caixas de betão aligeiradas, tijolos, etc.) e para os abrigos de superfície (paletes, cortinas de galhos, malhas, cepos de árvores, restos de plantas, terra, etc.).

Época de realização e condicionantes

Em princípio, possibilidade durante todo o ano, mas condicionada por:

- Autorizações administrativas, sujeitas à utilização de máquinas no campo, época de incêndios florestais, dias de caça ou outros.
- Áreas e períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas nas proximidades. Se for esse o caso, apenas de outubro a janeiro, caso contrário, durante todo o ano.
- Épocas de chuva, que podem restringir os trabalhos, especialmente os abrigos subterrâneos que podem inundar se as valas não forem cobertas.
- Os trabalhos não devem interferir com os trabalhos e explorações silvícolas, agrícolas e de melhoria do *habitat* (e.g., poda, revegetação ou lavoura).

Pormenores de execução

- Fazer um planeamento prévio, para localizar os marouços e abrigos de acordo com fatores ecológicos, outras medidas de gestão e logística.
- Rejeitar os *habitats* com solos duros, inundáveis, com declive acentuado, orientados aproximadamente para norte, com pinhais ou bosques montanhosas.
- Adaptar os **marouços artificiais** às condições locais. Os marouços de tubos subterrâneos são recomendados em solos arenosos ou de fácil drenagem, mas não em solos argilosos (propensos a inundações) ou rochosos (difíceis de escavar pelos coelhos), onde devem ser utilizados acampamentos pouco profundos.
- Os marouços devem ser agrupados numa rede para gerar núcleos de coelhos a densidades elevadas de aproximadamente 4-10 marouços/ha, dependendo do *habitat*. Se também forem instalados

abrigos, este valor pode ser mais do dobro (6-15 abrigos / ha).

- A distância máxima entre marouços artificiais não deve exceder 50 m, desde que existam manchas de mato denso ou abrigo geológico.
- O declive máximo deve ser de 30%.
- Uma possível conceção de marouço de tubos subterrâneos poderia ter 4 bocas, 9 câmaras e 12 tubos de betão, com um padrão de uves (Gonzalez & San Miguel, 2005).
- Uma possível conceção de marouço de tubos pouco profundos poderia ter 4 bocas, 6 câmaras e 11 tubos de betão, com um padrão de dois quadrados ou oito (Pérez de Ayala, 2017; WWF, 2017a).
- Os tubos de betão têm geralmente 1 m de comprimento e um diâmetro interior de boca de 20 cm, de fabrico industrial. Um tubo é combinado com uma câmara, tubo-câmara e assim por diante.
- Os tubos das bocas podem ser equipados com uma redução anti-predador (estreitamento com betão ou malha para se adaptarem ao tamanho de um coelho adulto, de modo a impedir a entrada de predadores maiores).
- A combinação com bebedouros e comedouros (ou alimento, pradarías, sementeiras, etc.) nas proximidades ajuda a fixação e evita a predação dos coelhos.
- Os marouços e abrigos periféricos permitem a expansão dos coelhos, ligando os núcleos.
- Os **abrigos artificiais** devem também estar localizados em rede, para uma ocupação ótima do território, e a menos de 300 m de marouços naturais ou artificiais ocupados, para favorecer a sua expansão.
- Os abrigos artificiais podem também ser agrupados numa rede para criar núcleos de coelhos e aumentar a capacidade de carga.

Uma opção, *e.g.*, para 30 abrigos, poderia ser 6 blocos de 5 abrigos agrupados, com um bom *habitat* intercalado, embora dependente da logística. Desta forma, a distribuição descontínua, agrupada e contagiosa dos coelhos-bravos é emulada em pequena escala.

- A distância recomendada para as pastagens ou culturas é inferior a 100 m, o que reduz a exposição à predação. A proximidade de matos aumenta o abrigo.
- A água é importante (a distâncias inferiores a 150-300 m), mas também a falta de proximidade de cursos de água, para evitar inundações e mortalidade nas gazaperas. Os bebedouros e os pontos de água artificiais complementam a medida.
- A proximidade das margens dos arroios ou talvegues permite a existência de zonas com abrigo, vegetação e solos soltos e profundos. No entanto, devem ser selecionadas áreas drenadas e algo elevadas para proteger contra inundações e escoamento.
- Os marouços ou abrigos artificiais podem ser vedados individualmente ou com um perímetro completo, com **cercados** temporários, de malha ou com vedação elétrica. Isto favorece a aclimação, protege as plantações e os prados, reduz a predação terrestre e cria “núcleos de alta densidade” geríveis (Villafrute *et al.*, 2008; WWF Espanha, 2017b).
- No que respeita à **perceção social**, estas medidas são apoiadas por caçadores e técnicos da administração. Os primeiros, de facto, realizam-nas a título privado ou sob a égide de sociedades de caçadores. Os técnicos, embora apoiantes, duvidam da sua eficácia se forem realizados de forma isolada e reduzida, sem provocar uma alteração substancial do *habitat*. Os agricultores e ganadeiros em zonas de escassez não se opõem a estas ações, desde que não interfiram diretamente com a sua atividade (IESA-CSIC, 2024).

- A manutenção e a sustentabilidade a longo prazo das ações de gestão dos habitats, bem como o seu acompanhamento e seguimento, são essenciais para garantir a sua eficácia. A maioria destas ações é bem sucedida nos primeiros anos, mas pode depois começar a declinar se não for feita a manutenção. Deverão ser implementadas através de esforços sustentados, a longo prazo e em grande escala, e articuladas com outras ações nas Unidades de gestão.

FINANCIAMENTO

Estas ações envolvem por vezes custos elevados e devem ser planeadas em detalhe, incluindo as alternativas mais eficientes (LIFE Iberconejo, 2023).

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foram identificadas três medidas para possível financiamento pela PAC: disponibilidade de abrigos, marouços artificiais e abrigos em áreas com baixa ou média cobertura de matos e disponibilidade de pastagens (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, os abrigos, os marouços e algumas medidas de proteção, independentemente do seu tipo e justificação, são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27) através de intervenções no âmbito do Pilar II do PEPAC, como indicado na Tabela 25. A disponibilidade de abrigos pode ser financiada com 11 intervenções, os marouços artificiais com 4 e as áreas com cobertura arbustiva baixa a média e disponibilidade de prados com 14. Todas são a nível regional ou de comunidade autónoma e são possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos FEDER (em 11 CCAA) e LIFE.

Tabela 25. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de disponibilização de abrigos, marouços artificiais e abrigos em zonas com baixa ou média cobertura de matos e disponibilidade de prados.

Código de Intervenção da PAC Espanha & Nome da intervenção PEPAC		Disponibilidade de abrigos	Marouços artificiais	Áreas com cobertura de mato baixa a média e disponibilidade de prados
BCAM 4 ³⁰	Faixas de proteção das margens dos rios	1	-	1
BCAM 8	Manutenção dos elementos paisagísticos...	1	-	1
BCAM 9	Proibição da conversão de prados permanentes...	-	-	1
1PD31001801V1	Pastoreio, ceifa e biodivertimento em Prados Húmidos	1	-	1
1PD31001802V1	Pastoreio, ceifa e biodiv em Prados Mediterrânicos	1	-	1
1PD31001809V1	Biodiversidade em terras agrícolas	1	-	1
6501.3	Promoção e gestão sustentável de prados	-	-	1
6501.5	Proteção da avifauna	1	-	-
6712	Desvantagens da implementação do quadro da água e do RN2000	1	-	1
6844	Alterações climáticas, recursos naturais...	1	1	1
6871	Serviços básicos no ambiente natural	1	1	1
6881.2	Prevenção de danos florestais	-	-	1
6881.3	Recuperação de danos florestais	1	1	1
6881.4	Ações silvícolas com objetivos ambientais	-	-	1
7165	Cooperação para o meio ambiente	1	1	1
TOTAL	11	11	4	14

³⁰ As Boas Condições Agrícolas e de Meio Ambiente (BCAM) da Condicionalidade reforçada são obrigatórias (RD 1049/2022): servem para implementar ou manter práticas e elementos paisagísticos, mas não os financiam diretamente; constituem, sim, uma obrigação de os fazer ou manter para poderem receber ajudas da PAC. Idem, BCAA em Portugal.

Em **Portugal**, estas medidas são também elegíveis para financiamento da PAC (2023-27) com 21 intervenções PEPAC (**Tabela 26**). A disponibilidade de abrigos pode ser financiada com 19 intervenções, os marouços artificiais com 3 e as áreas com cobertura arbustiva baixa a média e disponibilidade de pastagens com 21. A escala de implementação para a maioria destas intervenções (BCAA, A e C) é a dos 18 distritos de Portugal continental; e em 11, 2, 1 e 12 distritos para as intervenções do tipo D.

Tabela 26. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de disponibilização de abrigos, marouços artificiais e abrigos em áreas com baixo ou médio coberto arbustivo e disponibilidade de prados.

Código de Intervenção PAC Portugal & Nome da intervenção PEPAC		Disponibilida- de de abrigos	Marouços artificiais	Áreas com co- bertura de mato baixa a média e disponibilidade de prados
BCAA 4	Faixas de proteção ao longo dos cursos de água	1	-	1
BCAA 8	Não produtivos, paisagísticos aves...	1	-	1
BCAA 9	Prados permanentes da rede Natura 2000	-	-	1
A.3.6	Práticas promotoras da biodiversidade	1	-	1
C.1.1.2.1	Montado e Lameiros	1	-	1
C.1.1.2.2	Culturas Permanentes e Paisagens Tradicionais	1	-	1
C.1.1.3	Mosaico Agroflorestal	1	-	1
C.1.2.2	Pagamento Rede Natura	1	-	1
C.2.1.2	Melhoria do desempenho ambiental	1	1	1
C.2.1.3	Investimentos não produtivos	1	-	1
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas	1	-	1
C.3.2.2	Instalação de sistemas agroflorestais	1	-	1
C.3.2.3	Floresta contra agentes bióticos e abióticos	-	-	1

Código de Intervenção PAC Portugal & Nome da intervenção PEPAC		Disponibilida- de de abrigos	Marouços artificiais	Áreas com co- bertura de mato baixa a média e disponibilidade de prados
C.3.2.4	Silvícola, catástrofes naturais, adversos...	1	-	1
C.3.2.5	Promoção dos serviços de ecossistema	1	-	1
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem	1	1	1
C.3.2.8	Perda de rendimento de investimentos florestais	1	-	1
D.2.1	Planos Zonais Agroambientais	1	-	1
D.2.2	Gestão do Montado por Resultados	1	-	1
D.2.3	Gestão Integrada em Zonas Críticas	1	-	1
D.2.5	Espécies com Estatuto e Silvo-ambientais	1	1	1
TOTAL		19	3	21

Preços unitários antes de impostos

Os marouços e os abrigos artificiais são ações relativamente dispendiosas para este tipo de gestão, mas são eficazes e pagam-se a si próprios ao longo do tempo de um ponto de vista económico.

Tabela 27. Preços para medidas de disponibilidade de abrigos, marouços artificiais e abrigos em áreas com cobertura arbustiva baixa a média e disponibilidade de prados

€	Unidade	Conceito
173€	un.	Cerca de proteção de um Marouços natural com várias tocas, com cerca de 4 m de diâmetro.
373€	un..	Estaca de pedra à superfície com 5 m de diâmetro e 0,5 m de altura, se houver materiais disponíveis.
423-590€	un..	Marouço de tubos subterrâneo FCBDH com 4 bocas, 9 câmaras e 12 tubos de betão (González & San Miguel, 2005).
582-682€	un..	O mesmo se aplica se, para além disso, os tubos das bocas estiverem equipados com reduções anti-predadores e todo o marouço estiver coberto com malha metálica (escavação anti-predadores).

€	Unidade	Conceito
540-650€	un..	Marouço de tubos de superfície WWF-Espanha com 4 bocas, 6 câmaras e 11 tubos de betão, coberto com leito de terra (Pérez de Ayala, WWF-Espanha, 2017).
743-873€	un.	O mesmo se for protegido adicionalmente por uma cerca perimetral, incluindo água e alimentação (203 €) (540 € apenas o marouço de superfície).
431€	un..	Abrigo superficial em geral. Podem ser discriminados em vários tipos, que são um pouco mais económicos:
327€	un..	Abrigo em polipropileno injetado e modulado (Mayoral), sem proteção e sem blindagem.
295€	un..	Abrigo de paletes.
320€	un..	Abrigo de malha.
240€	un..	Abrigo terrestre.
235€	un..	Abrigo de cortina de galhos e detritos vegetais.
265€	un..	Abrigo de cepos de árvores.
269€	un..	Abrigo em tijolo.
264€	un..	Abrigo superficial de um cercado de 5x5 m de malha cinética para proteger a vegetação densa, especialmente nas grandes zonas de criação de gado.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

O coelho-bravo é uma espécie com tendência para o declínio populacional (Villafuerte & Delibes-Mateos, 2019). Os marouços e abrigos artificiais são uma das ações mais úteis para a sua promoção, pois reduzem a predação, protegem das condições ambientais, permitem o estabelecimento da estrutura social dos coelhos e aumentam a produtividade (Muñoz-Igualada, 2005; Catalán *et al.*, 2008; Cabezas & Moreno, 2007; Fernández-Olalla *et al.*, 2010; Loureiro *et al.*, 2011; Guil *et al.*, 2014; WWF Espanha, 2017a)³¹. Alguns dos fatores que afetam negativamente as

³¹ Podem existir duas estratégias vitais do coelho relacionadas com a predação: o coelho subterrâneo e o coelho de superfície ou de mato (Muñoz-Rodríguez, 2012), este último por vezes designado coloquialmente por “trompetista”. Os coelhos também foram descritos de acordo com os habitats: naturais e cultivados (Villafuerte, 2022).

populações em grande escala (*e.g.*, doenças, perturbações do *habitat*, predadores generalistas) não podem muitas vezes ser contrariados, mas outros, como o abrigo, podem ser abordados. As ações de gestão das populações de coelho são muito tradicionais em Portugal e em Espanha, mas têm tido um sucesso misto, tendo-se verificado uma evolução nas últimas duas décadas, tendendo para uma gestão integrada de abrigos e marouços com a gestão do *habitat*.

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo determinou que todos os elementos de proteção, marouços e abrigos foram positivos, em maior ou menor grau, para a Conservação e Promoção do coelho-bravo: marouços artificiais, tubulares, com raízes de árvores; muitos marouços pequenos em vez de poucos grandes; presença de outros elementos de proteção; alta densidade de marouços próximos; áreas com cobertura arbustiva baixa ou média com disponibilidade de prado; e, além disso, o uso de marouços foi favorecido pela proximidade de outros (Soria, 2023).

Cinco estudos experimentais avaliaram os efeitos gerais da provisão de **marouços artificiais**, visando a Conservação ou a Promoção de coelhos-bravos. Quatro estudos foram realizados em Espanha (centro e sul) e um em Portugal (sul). Em todos os estudos foram obtidas respostas positivas da população:

- O aumento do abrigo com marouços artificiais (pré-fabricados de plástico, enterrados, troncos, tubos de plástico) e a translocação devem ser realizados juntamente com melhorias no *habitat* (Cabezas *et al.*, 2007).
- A abundância aumentou mais na área gerida, entre outras, com marouços artificiais de paletes e ramos, de maneira uniforme (Catalán *et al.*, 2008).
- Os abrigos tubulares foram significativamente mais utilizados do que outros tipos, entre os quais não se registaram diferenças significativas (Fernandez-Olalla *et al.*, 2010).

- 65 % dos marouços artificiais foram utilizados e a abundância de coelhos foi maior (Loureiro et al, 2011).
- O principal fator de sucesso das cercas foi a densidade dos marouços (WWF, 2017b).

Além disso, três outros estudos experimentais na Espanha central avaliaram os efeitos da disponibilização de **marouços artificiais de tubos**:

- Os abrigos tubulares foram utilizados com sucesso (Muñoz Igualada, 2005) e significativamente mais do que outros tipos (Fernandez-Olalla et al., 2010).
- Em áreas com boa qualidade de *habitat*, o repovoamento com marouços de tubos subterrâneos permitiu o estabelecimento de populações auto-suficientes a médio prazo, se a abundância de indivíduos fosse média (Guil et al., 2014).

Nos três casos, houve respostas positivas da população. Além disso, os materiais e a antipredação podem ser melhorados neste tipo de marouços, por exemplo, estreitando as bocas (Espinosa et al., 2020).

Além disso, um estudo observacional no sul de Espanha avaliou os efeitos das zonas com **raízes de árvores** e arbustos para a construção de abrigos naturais:

- Os coelhos construíam os seus marouços aproveitando as estruturas naturais que reduzem a probabilidade de desmoroamento, como as raízes das árvores e dos arbustos (Palomares, 2003). Registaram-se, portanto, respostas positivas a nível populacional e comportamental.

Do mesmo modo, outro estudo observacional realizado no sul de Espanha avaliou os efeitos da construção de marouços e abrigos artificiais **em zonas com elevada densidade de marouços, de acordo com a proximidade do marouço mais próximo, em áreas abertas não protegidas ou em habitats de bosque**:

- A localização dos marouços artificiais foi positivamente associada à densidade de marouços naturais próximos e negativamente associada à presença de áreas abertas. A probabilidade de um marouço artificial estar a ser utilizado foi negativamente associada à distância ao marouço ativo mais próximo e à presença de bosques. Em populações de baixa densidade e à escala local, as relações intra-específicas parecem desempenhar um papel determinante na localização e utilização dos marouços (Barrio et al., 2009). Assim, verificaram-se respostas populacionais e comportamentais positivas (marouços artificiais com elevada densidade de marouços próximos e em função da proximidade) e negativas (em áreas abertas não protegidas e em *habitat* arborizado).

Do mesmo modo, um estudo experimental no sul de Espanha avaliou os efeitos da construção de **muitos marouços artificiais pequenos em vez de poucos grandes**. Os marouços considerados “pequenos” tinham uma superfície de 12 m², contra 48 m² dos “grandes”:

- Os abrigos grandes tinham uma abundância de coelhos maior do que os pequenos, mas a sua densidade e produtividade eram menores. Os maiores tinham uma proporção maior de adultos e uma produtividade menor. Por conseguinte, concluiu-se que é preferível construir muitos marouços pequenos; mas, se só for possível construir poucos, é melhor que sejam grandes (Rouco et al., 2011).

Da mesma forma, um estudo experimental no centro de Portugal avaliou os efeitos da provisão de abrigos artificiais de **raízes de árvores** empilhadas e cobertas por terra:

- A criação de pastagens naturais e destes abrigos artificiais teve um efeito positivo, permitindo a expansão dos coelhos. Inicialmente, a resposta da população foi positiva, mas quando estas medidas deixaram de ser mantidas, a população voltou a diminuir (Sarmiento et al., 2012).

Do mesmo modo, um estudo experimental realizado no sul de Espanha avaliou os efeitos do **aumento dos abrigos artificiais** juntamente com a criação de prados em zonas de elevada cobertura de matos e em zonas de cobertura de matos baixa ou média:

- Em áreas com elevada cobertura arbustiva, devem ser criados prados, enquanto que em áreas com baixa cobertura, devem ser criados abrigos (Guerrero-Casado *et al.*, 2013). Ambas as práticas têm respostas positivas a nível populacional e comportamental.

Outro estudo experimental no sul de Espanha avaliou os efeitos da disponibilização de **elementos de proteção** das aves de rapina:

- O aumento dos elementos de proteção (paletes) junto dos marouços teve um efeito positivo na sobrevivência. Esta poderá ser uma forma eficaz de aumentar a abundância de coelhos (Ferreira *et al.*, 2014), dada a resposta positiva da população.

Além disso, um estudo experimental no sul de Espanha avaliou os efeitos da construção de marouços em zonas com disponibilidade de **prado** próximo:

- O efeito dos marouços artificiais no sucesso reprodutivo variou, aumentando em áreas com maior disponibilidade de prado; e com uma **elevada densidade de reprodutores** em marouços artificiais (D'Amico *et al.*, 2014). Por conseguinte, registou-se uma resposta populacional e comportamental positiva.

Em contrapartida, oito estudos **relacionaram negativamente** os marouços (naturais ou artificiais) e a presença do lagomorfo com alguns fatores de *habitat*, tais como solos duros, declives acentuados, orientação para norte, zonas inundadas, eliminação total de matos e arbustos, pinhais, presença de áreas abertas desprotegidas ou *habitats* arborizados (Soria, 2023):

- Cinco estudos, quatro observacionais e um experimental, em Espanha (sul, centro e nordeste) e um no sul de Portugal, avaliaram os efeitos do *habitat* com **solos duros**. Em quatro, a presença ou a resposta populacional foi negativamente associada a solos duros e pedregosos (Angulo, 2003; Calvete *et al.*, 2004; Godinho *et al.*, 2013; Williams *et al.*, 2007) e num, na Extremadura e Castilla La Mancha, não se registou qualquer efeito (Fernández-Olalla *et al.*, 2010).
- Dois estudos (observacional e experimental no sul e sudeste de Portugal) avaliaram os efeitos do *habitat* de **declive acentuado**. Em ambos, as zonas com declive limitaram a presença do coelho (Godinho *et al.*, 2013; Serronha, 2014).
- Estudos anteriores também avaliaram os efeitos do *habitat* **orientado a norte**. As zonas com exposição a norte, nordeste ou noroeste limitaram a presença de coelhos, apresentando uma resposta populacional negativa. Por isso, foi recomendada a realização de ações de promoção em zonas soalheiras ou meridionais (Godinho *et al.*, 2013; Serronha, 2014).
- Outro estudo experimental em Espanha (P.N. Doñana) avaliaram os efeitos do *habitat* em **zonas inundáveis**, que os coelhos evitavam, pois as chuvas fortes poderiam aumentar a sua mortalidade (Lombardi *et al.*, 2007).
- Por último, a **eliminação drástica ou total de matos** tem um efeito negativo e duradouro nas populações de coelhos (Palomares *et al.*, 1996).

Em resumo, a construção de marouços artificiais é uma medida comprovada para a promoção das populações de coelhos em Portugal e Espanha, uma vez que os coelhos utilizam naturalmente as tocas como abrigo contra os predadores e para a reprodução. Os marouços e abrigos artificiais são positivos para a abundância, independentemente da sua tipologia (Muñoz-Igualada, 2005; Catalán *et al.*, 2008; Cabezas &

Moreno, 2007; Delibes-Mateos *et al.*, 2008; Fernández-Olalla *et al.*, 2010; Loureiro *et al.*, 2011; Guil *et al.*, 2014; WWF España, 2017a); especialmente marouços de tubos de betão, embora com certas condicionantes (Fernández-Olalla *et al.*, 2010) y possíveis melhoramentos (Espinosa *et al.*, 2020). Do mesmo modo, as áreas com cobertura média de mato mediterrânico (abrigo natural) e disponibilidade de prados (alimento) são também positivas. De referir que os solos duros, o elevado declive, a orientação norte e as zonas inundáveis são **negativos** (Angulo, 2003; Calvete *et al.*, 2004; Lombardi *et al.*, 2007; Williams *et al.*, 2007; Fernández-Olalla *et al.*, 2010; Godinho *et al.*, 2013; Serronha, 2014).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Número de marouços ou abrigos *artificiais* criados e superfície delimitada pelo Polígono Mínimo Convexo (PMC).
- Número e superfície de abrigos artificiais em áreas com cobertura arbustiva baixa a média e disponibilidade de pastagens.
- Número e superfície de marouços naturais com proteção individual e exclusão de concorrentes e predadores.
- Número e superfície das Unidades de gestão, herdades, parcelas, zonas de caça (Espanha e Portugal) com ações.
- Superfície (ha) e distribuição dos abrigos naturais disponíveis (matos, zonas rochosas).

Indicadores específicos:

- Densidade relativa de coelhos (amostragem através da contagem de latrinas / km em cada marouço ou abrigo e em toda a Unidade de gestão). O número de latrinas em cada marouço ou abrigo é um indicador muito bom.

- Densidade absoluta de coelhos /ha (estimada por *Distance sampling* na Unidade de gestão).
- Número médio de coelhos / marouço ou abrigo (densidade absoluta / número de marouços ou abrigos; ou por foto-armadilhagem / marouço ou abrigo).

Indicadores de eficácia:

- Tendência anual da abundância relativa em cada marouço ou abrigo.
- Tendência anual da abundância relativa na Unidade de gestão.
- Tendência anual da abundância absoluta (Índices Quilométricos de Abundância ou IKA por *Distance sampling*) na Unidade de gestão.

REFERÊNCIAS

Angulo, E., 2003. Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Capítulo 1: Influencia de las variables históricas y de las variables de paisaje sobre la distribución y abundancia de las poblaciones de conejo en Andalucía. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. (2011). Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Hábitat, Madrid.

Barrio, I.C., Bueno, C.G., Tortosa, F.S., 2009. Improving predictions of the location and use of warrens in sensitive rabbit populations. *Animal Conservation* 12, 426-433.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00268.x>

Cabezas, S., Moreno, S., 2007. An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. *Animal Conservation* 10, 340-348.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00119.x>

Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., Cabezas-Ruiz, S., 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 19, 533-544.
<https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000036139.04466.06>

Catalán, I., Rodríguez-Hidalgo, P., Tortosa, F.S., 2008. *Is habitat management an effective tool for wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) population reinforcement?* Eur J Wildl Res 54, 449-453. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0169-0>

D'Amico, M., Tablado, Z., Revilla, E., Palomares, F. Free housing for declining populations: optimizing the provision of artificial breeding structures. Journal for Nature Conservation 22, 369-376. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.006>

Espinosa S., Illanas S., Moreno Vega A., Álvarez A., Pérez de Ayala R. 2020. *Análisis de la eficacia de vivares para la mejora de las poblaciones de conejo (Oryctolagus cuniculus)*. XV Congresso da SECEM (Córdoba, 2021). Libro de resúmenes del XV Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM. Sevilla.

Espinosa Silvia, Antón Alvarez, Ana E. Santamaría, Alfonso Moreno y Ramón Pérez de Ayala. 2022. *Conejos de campo: ¿Cuál es el tamaño de vivar más adecuado?*. Revista TROFEO Nº 623, mayo 2022.

Fernández-Olalla, M., Martínez-Jauregui, M., Guil, F., San Miguel-Ayán, A., 2010. *Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited?* Eur J Wildl Res 56, 829-837. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0377-x>

Ferreira, C., Villafuerte, R., Villar, N., Castro, F., Ferreras, P., Rouco, C., Alves, P.C., de Reyna, L.A., Redpath, S., 2014. *Experimental study on the effect of cover and vaccination on the survival of juvenile European rabbits*. Popul Ecol 56, 195-202. <https://doi.org/10.1007/s10144-013-0403-4>

Godinho, S., Mestre, F., Ferreira, J.P., Machado, R., Santos, P., 2013. *Effectiveness of habitat management in the recovery of low-density populations of wild rabbit*. Eur J Wildl Res 59, 847-858. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0738-3>.

González, L.M. y San Miguel, A. (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo*. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. Fundación CBD-Habitat, Madrid. 268 pp.

Guil, F.; Agudín, S.; Alda, F.; El Khadir, N., Fernández-Olalla, M.; García, F.; Martínez-Jáuregui, M.; Moreno-Opo, R.; Muñoz-Igualada, J.; Oria, J.; San Miguel, A.; Silvestre, F. 2009. *Actuacio-*

nes para el fomento del conejo de monte. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.

Guil, F., Higuero, R., Moreno-Opo, R., 2014. *European wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) restocking: Effects on abundance and spatial distribution: European Wild Rabbit Restocking*. Wildl. Soc. Bull. 38, 524-529. <https://doi.org/10.1002/wsb.440>

Guzmán, J.N., Moro, J., Fernández, P., Pérez de Ayala, R., Carrasco, R., García, F.J. y Narváez, E. 2012. *Recuperación de las poblaciones de conejo de monte y de territorios de lince ibérico en los montes Lugar Nuvo y Selladores-Contadero, Andújar (Jaén)*. Serie Técnica Naturaleza y Parques Nacionales del O.A.P.N. Series Especies Amenazadas.

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

Kolb, H.H. 1985. *The burrow structure of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus L.)*. Journal of Zoology, London, 206:25-262.

LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. Trujillo, febrero 2023.

Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., 2007. *Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments*. Basic and Applied Ecology 8, 453-463. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.09.004>

Loureiro, F., Martins, A.M., Santos, E., Lecoq, M., Emauz, A., Pedroso, N.M., Hotham, P., 2011. *O papel do programa lince (LPN/FFI) na recuperação do habitat e presas do lince-ibérico no sul de Portugal*. Galemys 23, 17-25.

Muñoz-Igualada, J. 2005. *Fomento del conejo de monte (Oryctolagus cuniculus) en ecosistemas mediterráneos de suelos ácidos: ecología de madrigueras, selección y utilización de pastos y repoblaciones de conejos*. Tesis Doctoral. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Muñoz Rodríguez, J. J. 2012. *El conejo de monte: la especie, su caza y gestión*. Cuadernos de caza. Ed. América Ibérica s.a. Madrid.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.*

Palomares, F., Calzada, J., Revilla, E., 1996. *El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. Revista Florestal* 9, 201-210.

Palomares, F., 2003. *Warren building by European rabbits (Oryctolagus cuniculus) in relation to cover availability in a sandy area. Journal of Zoology* 259, 63-67.

<https://doi.org/10.1017/S0952836902002960>

Pérez de Ayala, R., WWF España, 2017. *Repoblaciones de conejos. Revista Digital Trofeo*, nº mayo 2017.

Rouco, C., Villafuerte, R., Castro, F., Ferreras, P., 2011. *Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population: Artificial warren size and wild rabbit response. Animal Conservation* 14, 117-123. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00401.x>.

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.*

Sarmiento, P., Cruz, J., Paula, A., Eira, C., Capinha, M., Ambrósio, I., Ferreira, C., Fonseca, C., 2012. *Occupancy, colonization and extinction patterns of rabbit populations: implications for Iberian lynx conservation. Eur J Wildl Res* 58, 523-533. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0599-6>

Serronha, A.M., 2014. *Modeling the factors limiting the distribution and abundance of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus) in SE Portugal. http://hdl.handle.net/10174/22988*

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.*

Villafuerte, Rafael, Francisca Castro, Carlos Rouco y Pablo Ferreras. 2008. *Seguimiento y recuperación de las poblaciones de conejo de monte en el área de compensación del embalse de Los Melonares (Sevilla). Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, IREC (CSIC-UCLM-JCCM), Ciudad Real.*

Villafuerte, R. & Delibes-Mateos, M. 2019. *Oryctolagus cuniculus (errata version published in 2020). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: eT41291A170619657.*

<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41291A170619657.en>.

Williams, D., Acevedo, P., Gortázar, C., Escudero, M.A., Labarta, J.L., Marco, J., Villafuerte, R., 2007. *Hunting for answers: rabbit (Oryctolagus cuniculus) population trends in northeastern Spain. Eur J Wildl Res* 53, 19-28. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0056-0>.

WWF España, 2017a. *Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo.*

<https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.2.1>.

WWF España, 2017b. *Análisis históricos de la evolución de las poblaciones de conejo silvestre (Oryctolagus cuniculus) en los cercados de reintroducción de WWF en la Sierra de Andújar.*

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 41. Os marouços de pedra são muito tradicionais para marouços e abrigos de superfície, mas podem ser feitos de outros materiais. Neste caso, localizado no ecótono, com um bebedouro, proteção com um pastor elétrico para ungulados e perto de um campo (foto FCBDH).



Figura 42. Os abrigos de superfície podem ser feitos de ramos, paletes, malha metálica, cepos de árvores, etc. Neste caso, trata-se de uma cortina de galhos feita de resíduos de poda (foto FCBDH).



Figura 43. Os marouços e abrigos com tubos e câmaras de betão podem ser instalados no subsolo, enterrados a meio metro de profundidade, se o solo for solto e bem drenado (fotos 1 e 2 FCBDH).



Figura 44. Os marouços e abrigos com tubos e câmaras de betão podem ser montados à superfície e depois cobertos com terra, dependendo do tipo de solo (foto 1 FCBDH e foto 2 WWF-Espanha).



Figura 45. Os marouços tubulares artificiais imitam as tocas naturais e podem ter diferentes tamanhos e números de galerias ou câmaras (foto FCBDH).



Figura 46. As bocas dos marouços tubulares artificiais podem ou não ter cones anti-predadores, consoante a comunidade de predadores (foto FCBDH).

Capítulo 3.2.

REPOVOAMENTOS

Introdução de coelhos



Capítulo 3.2.

REPOVOAMENTOS

Introdução de coelhos

OBJETIVOS

- Promover as populações de coelho-bravo por gestão direta através da **introdução de indivíduos**.
- Melhorar a abundância e a distribuição do coelho como espécie presa e a produtividade dos predadores especializados ameaçados.
- Promover os recursos cinegéticos e melhorar os *habitats* das reservas de caça em Espanha e das *zonas de caça* em Portugal.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

Os repovoamentos ou reintroduções com coelhos-bravos (*Oryctolagus cuniculus* L.) são uma medida frequentemente utilizada em projetos de conservação e em reservas de caça em Espanha ou *zonas de caça* em Portugal (Delibes-Mateos *et al.*, 2021). No entanto, o estabelecimento de populações de coelhos reintroduzidos é difícil, existem lacunas de conhecimento e nem sempre são seguidas diretrizes adequadas (IUCN/SSC, 2013; Guerrero-Casado *et al.*, 2013). No entanto, há técnicas que melhoram os resultados das reintroduções e existe uma vasta experiência e literatura, com um grande número de ações de vários projetos com dados e séries cronológicas longas³². No entanto, é necessário progredir neste domínio, com experiências

novas, complementares e eficazes, bem como acompanhar, avaliar e manter as medidas a longo prazo.

Estas **reintroduções** em locais onde o coelho-bravo se extinguiu ou é muito escasso, consoante as suas características, são tecnicamente designadas por **repovoamentos** (quando a espécie desapareceu do local) ou **translocações** (porque implicam deslocalização) ou **restocking** (quando ainda persistem, mas necessitariam de reforços populacionais para evitar a extinção) (Agudín *et al.*, 2014). Existem outras designações, por vezes ambíguas e utilizadas indistintamente, como “libertações” ou outras mais coloquiais ou irónicas como “coelhos de reposição” (Calvete *et al.*, 1995). Em Espanha, mais de um milhão de coelhos foram translocados anualmente (Calvete *et al.*, 1997). No entanto, nos círculos científicos, são cada vez mais questionados por presumivelmente afetarem as populações residentes resistentes a estirpes locais de doenças virais (Junta de Andalucía, 2019) ou a genética da espécie (WWF Espanha, 2017).

As reintroduções devem ser um último recurso, após a melhor gestão possível do *habitat* para tentar recuperar pequenas populações remanescentes, e na maioria das vezes não são recomendadas. É essencial efetuar uma **avaliação** da situação inicial da população, confirmando a ausência total ou uma densidade muito baixa e as causas do desaparecimento ou declínio dos coelhos. As reintroduções devem ser efetuadas principalmente em *habitats* com boa capacidade de carga para a espécie (alimentação, abrigo, adequação à gestão cinegética, pecuária, etc.).

Após a avaliação e a necessária **introdução de indivíduos**, os coelhos selvagens genuínos têm de ser obtidos a partir de populações dadoras. Evidentemente, de herdades com elevada densidade e viabilidade populacional. A considerar igualmente: genética, saúde (estirpes de doenças virais, parasitas, eventuais quarentenas e vacinações), estação do ano, quantidade, transporte, *habitat*, marouços artificiais de destino, libertação suave com ou sem cerca, *sex ratio* (proporção entre os sexos), idade, gestão da predação, autorizações administrativas, logística e custos.

³² Projetos LIFE de várias espécies ameaçadas em Espanha e Portugal; Doñana, EBD-CSIC, Cabañeros, OAPN, IREC-CSIC; ONG como a WWF-Espanha, FCBDH e Global Nature; administrações regionais e muitas contribuições do setor cinegético (WWF Espanha, 2017).

As populações dadoras devem ser da mesma **subespécie** e, de preferência, provenientes da mesma população. Um bom critério é a proximidade. Existem duas subespécies de coelho, *Oryctolagus cuniculus cuniculus* e *O. c. algirus*, com os nomes comuns de coelho europeu e coelho ibérico, respetivamente, com diferenças genéticas, morfológicas, comportamentais, de resistência a doenças e reprodutivas (Ferrand, 2008; Ferreira *et al.*, 2015; Carneiro *et al.*, 2010, 2014). Trata-se provavelmente de um processo de especiação, que acabará por criar duas espécies diferentes. A gestão pode ser complicada, uma vez que as duas subespécies podem exigir uma gestão e medidas diferentes.

Para uma melhor gestão das reintroduções, é aconselhável caracterizar geneticamente as populações dadoras (por vezes em zonas com sobrepopulação e danos agrícolas) e, se possível, as populações recetoras (em zonas de densidade muito baixa). O objetivo é evitar a introdução de espécimes de uma subespécie em áreas da outra subespécie; ou evitar o repovoamento com coelhos de “comarcas de emergência cinegética” (CEC), por vezes em áreas onde as duas subespécies se encontram, em áreas da subespécie *O. c. algirus*. É aconselhável evitar o termo “zona híbrida” e substituí-lo por “zona de contacto” entre as duas subespécies. Em caso de dúvida, deve prevalecer a utilização de populações dadoras estreitamente relacionadas, respeitando a biogeografia das duas subespécies de coelho (Villafrute, 2022; LIFE Iberconejo, 2023b). Em conclusão, as unidades populacionais dadoras devem ser da mesma subespécie que o alvo, de preferência da mesma unidade populacional ou o mais próximo possível.

Os repovoamentos com espécimes **ex situ** ou criados em cativeiro têm uma sobrevivência mais fraca devido à falta de adaptação e podem afetar geneticamente a população recetora. Só seriam aceitáveis se proviessem de instalações controladas do ponto de vista sanitário, com coelhos geneticamente puros, uma vez que os híbridos com coelhos domésticos (haplótipos “domésticos”, que fenotipicamente a partir da

segunda geração são semelhantes aos coelhos selvagens) foram por vezes utilizados para melhorar a produção. Algumas zonas com introduções repetidas de coelhos híbridos mostraram um efeito negativo nas populações selvagens a curto, médio e longo prazo, com abundâncias mais baixas (Piorino *et al.*, 2015); e são ilegais.

Do mesmo modo, as estirpes das **doenças** virais a que os coelhos foram expostos serão tanto mais semelhantes quanto mais próximos forem os locais de origem e de reintrodução. Além disso, os parasitas internos e externos serão idênticos ou semelhantes. Isto não pode ser garantido no caso de coelhos translocados de aldeias situadas a centenas de quilómetros de distância do ponto de libertação.

As **capturas, o transporte e o manejo** para reintroduções causam muito stress aos coelhos, em parte porque são uma espécie presa (Letty *et al.*, 2005; Calvete *et al.* 2005; Cabezas *et al.*, 2011). É essencial uma gestão o mais detalhada e cuidadosa possível (Agudín *et al.*, 2014; WWF Espanha, 2017). O manuseamento durante a captura, o armazenamento e o transporte deve ser de modo a garantir que os coelhos se encontrem em boas condições físicas e com boas hipóteses de sobrevivência, pelo que é aconselhável monitorizar permanentemente o processo. Os métodos de captura serão armadilhas, que podem ser colocadas na zona de alimentação (cercas, redes), no tipo de toca (cercas ou gaiolas de toca), ou com isco ou outros métodos com o menor risco possível de ferimentos. A caça com furão é geralmente desaconselhada devido ao baixo número de capturas e ao elevado risco de ferimentos e stress, mas é prática em algumas circunstâncias, por exemplo, para a remoção de valas de infra-estruturas rodoviárias. O tempo passado em cativeiro após a captura e até à entrega deve ser tão curto quanto possível, em gaiolas ou, de preferência, em condições de semi-liberdade num ambiente adequado, até que o lote necessário seja reunido.

As **populações dadoras** deveriam provir de zonas com características semelhantes às da zona de libertação, nomeadamente no que diz respeito ao

tipo de solo e ao *habitat*. Além disso, menos distância a percorrer significa menos stress, menor mortalidade, melhor condição física e custos mais baixos. Estas populações têm uma elevada prevalência da doença, com elevada circulação de vírus e imunidade natural dos coelhos. Especialmente no caso da doença hemorrágica viral (EHV ou RHD), é aconselhável ter como objetivo a seroprevalência geral com a circulação natural de RHDV.

Existem várias **técnicas** para a reintrodução de coelhos bravos. A forma mais simples consiste na captura dos coelhos na zona dadora e na sua reintrodução subsequente, sem quarentena nem vacinação, durante um período de 1-2 dias, diretamente nos marouços artificiais. Esta gestão rápida poderia reduzir o stress, a mortalidade ou a perda de condição física.

As **quarentenas** têm também vantagens, especialmente do ponto de vista sanitário, de acordo com as recomendações do OIE (Gabinete Internacional para as Epizootias), tais como o aumento da probabilidade de sobrevivência; o facto de os coelhos passarem a possível fase de imunossupressão das vacinas em cativeiro; a deteção de espécimes que possam estar a incubar doenças; a melhoria da capacidade corporal e o aumento da fixação dos coelhos às novas áreas. No entanto, o maneo pode levar a mais stress e perda de condição corporal (Calvete *et al.*, 2005), embora esta possa também ser melhorada em cativeiro (WWF Espanha, 2017), e a problemas de adaptação à alimentação selvagem subsequente. Há mesmo alguns estudos que desaconselham a sua implementação (Calvete *et al.*, 2005) ou, pelo menos, encurtam-nas (Guil e Moreno-Opo, 2007; Guzmán *et al.*, 2012; LIFE Iberlince, [2013](#)). Do mesmo modo, não existe consenso sobre as vacinas.

Após a captura, o maneo mais eficaz é o transporte para cativeiro para testes genéticos (haplótipo), “triagem”, eventual tratamento, desparasitação (interna e externa), vacinação e quarentena em jaulas com água e comida *ad libitum*; em pequenos grupos de aproximadamente 2 adultos de sexos diferentes e um máximo de 4 juvenis ou jovens, dependendo da capacidade das jaulas e do recinto (que seria uma nave de quarentena

isolado do campo). Se possível, a transferência de todo um grupo familiar apanhado de uma só vez é muito adequada. Os coelhos que apresentam sintomas ou problemas são tratados, isolados ou eliminados. A duração da quarentena deve ser aproximadamente igual à duração da imunossupressão das vacinas.

Os coelhos são então libertados em **marouços artificiais** adequados, incluindo os protegidos por cercas (“libertações suaves”); onde a dimensão dos marouços é importante, com preferência por marouços de maiores dimensões (Rouco *et al.*, 2011). O sucesso do estabelecimento de coelhos reintroduzidos é maximizado quando são fornecidos recintos temporários nas imediações do marouço ou grupo de marouços (Calvete *et al.*, 2005) e, além disso, os recintos reduzem a incidência de predação sem recorrer a métodos cruéis (WWF Espanha, 2017). A libertação direta no campo, sem marouços ou compartimentos artificiais, é fortemente desaconselhada.

Relativamente à **sex ratio**, recomenda-se uma aproximação de 1:1 (e é possível que seja esta a obtida nas capturas) ou, melhor ainda, a favor das fêmeas. A classe de **idade** mais adequada pode ser a dos coelhos com menos de um ano de idade, mais adaptáveis a novos ambientes, ou a dos adultos com maior sobrevivência (Cotilla & Villafuerte, 2007). Além disso, deve ser tida em conta a importância da estrutura social dos coelhos bravos, considerando-a em função da idade e do sexo, evitando agressões intra-específicas e não libertando demasiados animais do mesmo sexo e idade juntos em cada marouço.

Além disso, o **número** inicial de reintroduções pode condicionar o sucesso e a população translocada deve ser densa. Os coelhos são libertados em grupos, uma vez que a formação de grupos (e.g. 3) está relacionada com a defesa contra a predação e, por isso, procuram alimento mais longe (Villafuerte & Moreno, 1997). É aconselhável trabalhar em “unidades de gestão” grandes e concentradas para criar núcleos de alta densidade, assegurando a sua manutenção a longo prazo. As densidades elevadas

compensam as perdas devidas à predação e a outras razões, mas podem reduzir a produtividade devido ao aumento da concorrência. A **mortalidade** pós-libertação poderia ser elevada, de até a 75% (Calvete *et al.*, 1997; Moreno *et al.*, 2004; Calvete *et al.*, 2005; Cabezas *et al.*, 2011).

Em **resumo**, trata-se de uma medida que deve ter em conta todos os pormenores para a sua aplicação efetiva, destacando-se a proximidade, a garantia genética da população dadora em relação à recetora, a proporção entre os sexos e a libertação em marouços artificiais ou cercas adequados. Por último, importa sublinhar que a manutenção e a sustentabilidade das ações a longo prazo, a afetação de orçamentos adequados, bem como o acompanhamento e o seguimento são essenciais para garantir a sua eficácia. Um esboço de Guerrero-Casado *et al.* (2013) oferece um resumo dos fatores que afetam as reintroduções de coelhos, indicando a relação positiva ou negativa (+/-) com o sucesso observado nas ações de promoção do coelho estudadas (WWF Espanha, 2017).

Uma **recapitulação** prática sob a forma de uma tabela e de uma lista de controlo com verificações de atividades a realizar em cada fase do trabalho de reintrodução (Sim/Não) pode ser encontrada em San Miguel *et al.* (2014), mediante fundamentação e observações sobre a pré-avaliação, a conceção da translocação, a seleção da população dadora, a gestão antes da libertação, a libertação e a gestão, e a pós-avaliação³³.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- A medida requer um grande dispêndio de material, seja para a captura (armadilhas, redes ou caça com furão); transporte (carrinha ou veículo adaptado, gaiolas, bebedouros, termómetros); nave de quarentena (com gaiolas, comedouros e bebedouros); material sa-

nitário; análises genéticas; controlo veterinário (com vacinas de dois tipos, desparasitação e outras); marouços artificiais (e cerca ou pastor elétrico); avaliações (antes e depois da introdução) ou o próprio lote de coelhos-bravos.

- Pessoal qualificado. Medidas de proteção contra os riscos profissionais e sanitários.

Época de realização e condicionantes

O **momento** da reintrodução está relacionado com o sucesso da reintrodução e deve ser quando os coelhos dispõem de alimentos e água de qualidade, para que se possam adaptar rapidamente à nova zona e reproduzir-se num período de tempo relativamente curto. De preferência, a melhor altura seria antes do início do ciclo de reprodução, no outono (outubro-novembro) e, em alternativa, no inverno ou no início da primavera (WWF, 2017). Alguns estudos indicam que as taxas de crescimento mais elevadas ocorrem com as reintroduções em janeiro (dezembro-fevereiro) e as mais baixas no final da primavera (abril-junho) e no início do verão (Moreno *et al.*, 2004; Cotilla e Villafuerte, 2007). Estas diferenças podem também estar relacionadas com o diferente desenvolvimento das pastagens naturais ibéricas, por exemplo, devido à menor disponibilidade nos verões secos do sul. Em todo o caso, o final da primavera e o próprio verão, quando os alimentos e a água são limitados, devem ser evitados. No entanto, existe uma forte condicionalidade dos fornecedores em relação a estas datas, em que são oferecidas quantidades maiores e mais baratas.

Outras condições podem incluir:

- As autorizações pertinentes das administrações para a captura, transferência e reintrodução de coelhos bravos; e as guias de transporte veterinário. O fornecedor deve dispor das autorizações adequadas para a captura de coelhos vivos (Delegações Provinciais de Meio Ambiente, Espanha), de licenças do ICNF (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Portugal) ou equivalentes

³³ San Miguel *et al.*, 2014: Recomendações gerais para a gestão de unidades populacionais de baixa densidade através de translocações; p. 223-227.

(por exemplo, gestores de infra-estruturas, de caminhos-de-ferro ou de estradas, se forem retirados de valas à beira da estrada).

- O fornecedor será geralmente responsável pela captura e armazenamento dos coelhos, enquanto o transporte e o manuseamento subsequente serão efetuados pelo pessoal técnico da reintrodução. As autorizações administrativas devem ser coordenadas entre os dois.
- Áreas e períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas nas proximidades. Não tanto para a reintrodução efetiva de coelhos, mas para a construção de marouços artificiais, cercas e outras formas de gestão do *habitat*. Se for esse o caso, aproximadamente de outubro a janeiro, caso contrário, durante todo o ano.
- Épocas de chuva, que podem limitar os trabalhos, nomeadamente nos marouços subterrâneos e nas próprias reintroduções. E os períodos de seca, que afetam o estado do prado e a disponibilidade de água.
- Ordens de defeso de caça menor (períodos úteis em Espanha e “portarias nas épocas venatórias” em Portugal).

Pormenores de execução

- Efetuar **avaliações** exaustivas antes das reintroduções. O acompanhamento é a única forma de avaliar os investimentos realizados e de otimizar os investimentos futuros. Estas ações são dispendiosas e devem ser planeadas em pormenor.
- Estudar os **fatores** que podem ter causado a extinção ou os fatores limitantes da sua recuperação (doenças virais, alterações do *habitat* ou da gestão, caça, etc.), uma vez que devem ser eliminados ou controlados para que a reintrodução seja bem sucedida.
- Elaborar um bom **projeto** de reintrodução, num local adequado, com

zonas de pastagem, abrigos naturais e água, e com um **objetivo** claro (e.g., conseguir pelo menos 2 coelhos/ha para uma fêmea de lince em 600 ha³⁴, e/ou uma caça sustentável após mais de 1-2 anos de colonização). Uma aproximação poderia ser atingir densidades iniciais de 20-30 / ha, que depois diminuiriam³⁵.

- Concentrar os esforços no tempo e no espaço. Não são aconselháveis na mesma zona em intervalos diferentes.
- Não devem ser efetuadas libertações “duras”, livres ou diretas no campo, sem marouços artificiais ou cercas.
- Preparar **marouços artificiais** em quantidade (20-50) e qualidade (>10 m² /un) suficientes para libertar os coelhos.
- Selecionar o tipo de marouço em função do tipo de **solo**: em solos permeáveis (e.g., arenosos) utilizar marouços subterrâneos e em solos encharcados (e.g., argilosos) utilizar marouços pouco profundos.
- A fixação dos coelhos reintroduzidos é maximizada quando está disponível um **recinto** temporário no ambiente. Estas podem reduzir a dispersão inicial, a predação terrestre, a competição com ungulados e melhorar a gestão (sementeira, alimentação, bebedouros). Mas têm de ser adaptados à gestão geral da herdade (e.g., não são muito compatíveis com a caça maior), são caros, requerem supervisão, manutenção e abertura de saídas quando atingem a sua capacidade de carga. Os pastores elétricos podem ser uma alternativa.

³⁴ 625 ha é uma grelha de 2,5 x 2,5 km, cuja superfície corresponde aproximadamente ao território de uma fêmea reprodutora de lince. O limiar mínimo de *abundância relativa* de coelhos que permite a reprodução de uma fêmea de lince ibérico é de cerca de 10 latrinas/km. O limiar mínimo para que uma área seja considerada adequada é um valor médio de 20 latrinas/km numa superfície de 10.000 ha. Estão disponíveis algumas conversões de abundâncias relativas para absolutas à escala de pormenor ou local (Simón *et al.*, 2012; Cabezas-Díaz & Virgós, 2022). Muitas das ações de conservação do lince têm-se baseado na promoção do coelho-bravo, incluindo reintroduções, especialmente entre 2000-2011 (quando estava “criticamente em perigo de extinção”).

³⁵ Existe uma estimativa do número absoluto de coelhos consumidos por todos os predadores num ecossistema mediterrânico de 6.000 hectares, e num ano consumiram cerca de 8 coelhos por hectare (Kufner, 1986).

- A época das **libertações** deve ser antes dos períodos de reprodução e com as melhores condições de prados, cultura e água, a fim de favorecer a reprodução subsequente. O outono pode ser o mais aconselhável, ou o fim do inverno e o início da primavera.
- Os territórios **de proveniência** devem ter uma densidade populacional elevada (superior a 2 coelhos/ha com amostragem *Distance sampling* em maior escala; ou 4 coelhos/ha com amostragem em menor escala) sem afetar a viabilidade da população. Ou ser proveniente de zonas de sobreabundância, com danos na agricultura, infra-estruturas, sítios arqueológicos ou outros.
- As análises **genéticas** das populações dadoras e recetoras são adequadas para determinar a pureza (ausência de hibridação com os animais domésticos), as **subespécies** e a possível área de contacto entre subespécies.
- Dado que as duas subespécies são diferenciadas, devem ser evitados os movimentos entre áreas de cada subespécie ou zona de contacto, especialmente de zonas de *O. c. cuniculus* a zonas de *O. c. algirus*.
- Utilizar populações dadoras tão próximas ou locais quanto possível (idealmente num raio de 5 km) que se aproximem em termos de genética, saúde e adaptabilidade ao ambiente.
- Supervisão do processo de **capturas**, armadilhagem, métodos e armazenamento (num ambiente adequado, escuro, silencioso, fresco, com comida e água). Caso contrário, o fornecedor deve informar o mais rapidamente possível (no máximo 2 dias) da disponibilidade do lote de coelhos, a fim de os adquirir e transportar para a zona de quarentena ou de reintrodução o mais rapidamente possível.
- Considere que as translocações também causam outras patologias, pelo que deve ser efetuado um controlo **veterinário** antes do transporte, implícito no Guia Veterinário. Os coelhos devem estar bem hidratados e sem lesões, mordeduras ou mixomas incipientes. Efetuar devoluções adequadas, que podem ser doadas para a alimentação *ex situ* de espécies.
- O manuseamento pré-libertação é delicado. Não agarrar pelas pernas, orelhas ou rins, mas apenas beliscar a pele das costas com uma mão.
- O **transporte** é muito stressante para os coelhos e deveria ser efetuado em condições de temperatura adequada (não superior a 25°C), ventiladas mas sem correntes de ar, com espaço suficiente e sem aglomeração.
- Durante o transporte, utilizar gaiolas acondicionadas com separadores, fornecer alimentos hidratantes, evitar que a urina molhe outros coelhos noutras gaiolas (utilizando chupetas em caso de sobreposição) e evitar ruídos e vozes fortes.
- Avaliar as vacinas, a desparasitação (externa e interna), a quarentena e a marcação.
- A libertação pode ser determinada pela condição física dos indivíduos.
- Proceder a um controlo dos marouços imediatamente antes da libertação, verificando a ausência de água, de outra fauna (ratinhos, répteis) ou de outros coelhos.
- O **número** inicial de reintroduções ou a dimensão da fundação dependerá da superfície preparada nas Unidades de gestão de *habitat*; esta poderá ser de *pelo menos* 3-4 ha e com um elevado número de marouços (> 10/ha). Cinco coelhos por marouço numa unidade de 40 marouços significaria pelo menos 200 coelhos em boas condições, após eventuais devoluções.
- Libertar os coelhos em número e **sex ratio** adequados (idealmente 60% de fêmeas). Por exemplo, um macho adulto e uma fêmea adulta e três subadultos (juvenis ou jovens) por marouço artificial

de aproximadamente 10 m². A sobrevivência durante a aclimação pode ser mais elevada para as fêmeas, provavelmente devido a diferenças de hierarquia e de comportamento.

- As densidades elevadas e concentradas permitem compensar as perdas iniciais devidas à má adaptação, às doenças e, sobretudo, à predação. No entanto, um número elevado de animais também atrai predadores e reduz a produtividade.
- Algumas medidas de aclimação podem ajudar os coelhos a fixarem-se no novo território, como o encerramento dos marouços com os coelhos no interior durante algumas horas, ou uma noite inteira em repovoamentos não vedados.
- A **nutrição** pode melhorar a resistência e a sobrevivência dos coelhos. A alimentação suplementar em quantidade e qualidade pode ser tão eficaz como o abrigo. O *habitat* pode ser reforçado com plantações e pontos de água.
- A **predação** pode ser de 75-90% durante os primeiros 10 dias (principalmente por raposas). A este respeito, não se podem excluir eventuais atos de caça furtiva, *e.g.*, através de caça com furão.
- As medidas de atenuação e de gestão da predação incluem a abertura dos marouços de manhã, o patrulhamento da periferia dos marouços, a existência de abrigos à volta dos marouços, recintos de exclusão, pastores elétricos ou afugentadores. A “aversão condicionada” está a ser explorada como uma nova técnica com o objetivo de aumentar a eficácia, reduzir o controlo dos predadores e os custos (LIFE Iberconejo, [2023](#)).
- Considerar a **manutenção** ao longo do tempo de melhorias do *habitat*, com orçamentos, medidas de conservação de marouços e abrigos, com a construção de novos marouços em zonas periféricas, mais plantações ou desmatações, bebedouros ou pontos de

água, comedouros, cercas, gestão da predação, reforço da população com juvenis, etc.

- A maior parte destas ações são relativamente bem sucedidas durante os primeiros anos (2.º a 3.º), mas depois começam a declinar, a não ser que sejam efetuados trabalhos de manutenção. A elevada produtividade dos coelhos leva a crer que, uma vez estabelecida uma população, esta será autossustentável, mas é necessário manter as condições que tornaram possível o seu estabelecimento.
- No que diz respeito à **perceção social** dos agentes envolvidos, as translocações surgem como uma medida lógica e eficaz para fazer face aos problemas de escassez e também de danos: levar os coelhos para zonas onde são abundantes e causam danos para zonas onde são escassos e seriam benéficos para a atividade cinegética e para os predadores. No entanto, existem também limitações importantes, devido a problemas de saúde, dificuldades de adaptação a um novo ambiente ou custos económicos. Neste sentido, é considerado muito mais viável e eficaz entre zonas vizinhas ou mesmo limítrofes e desde que sejam acompanhadas de melhorias do *habitat* que aumentem a probabilidade de sobrevivência dos coelhos introduzidos. Seria uma das medidas que encontraria maior consenso entre os diferentes agentes envolvidos (caçadores, agricultores, técnicos, conservacionistas), desde que realizada de forma controlada e com rigoroso controlo sanitário (IESA-CSIC, 2024).
- A **eficácia** das medidas de gestão dos habitats pode ser baixa em termos absolutos. Para aumentar a sua eficácia, devem ser aplicados com esforços consistentes, a longo prazo e em grande escala. Algumas translocações não aumentaram as populações nativas, ou são contraditórias, o que põe em causa a sua eficácia. Se o fizerem, devem ser integrados em pacotes com outras medidas de gestão do *habitat*. Em grande escala podem ter algumas con-

sequências como o aumento de predadores generalistas, parasitas ou redução da eficiência biológica local (LIFE Iberconejo, 2023b).

- Efetuar **avaliações** pormenorizadas após as reintroduções. E aprender com os sucessos e os erros, muitas vezes devido às condições locais, através do acompanhamento das ações.

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Uma medida foi identificada como elegível para financiamento no âmbito da PAC atual: *a introdução de indivíduos* (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, a reintrodução de coelhos-bravos pode ser elegível para financiamento da PAC (2023-27), através do pilar II, por meio de três intervenções PEPAC: dois investimentos não produtivos e um investimento de cooperação, todos a nível regional (**Tabela 28**).

Tabela 28. Intervenções da PAC em Espanha para a reintrodução de medidas individuais

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para a introdução de indivíduos
6844	Investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à atenuação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficiente dos recursos naturais e à biodiversidade
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	3

São também possíveis outras fontes de financiamento através do FEDER (em 11 CCAA) e de projetos LIFE.

Em **Portugal**, a introdução de coelhos-bravos pode ser elegível para financiamento da PAC (2023-27), ao abrigo do Pilar II, através de uma intervenção PEPAC aplicável nos 18 distritos continentais (**Tabela 29**).

Tabela 29. Intervenções da PAC em Portugal para a medida de reintrodução de indivíduos

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção PEPAC para a introdução de indivíduos
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
TOTAL	1

Preços unitários antes de impostos

O repovoamento ou a introdução de coelhos-bravos é uma medida dispendiosa, mas que pode ser compensada economicamente ao longo do tempo (**Tabela 30**).

Tabela 30. Preços da medida de introdução de indivíduos

€	Unidade	Conceito
250-310€	Jor.	Uma equipa de 2 caçadores com material de caça (armadilha ou caça com furão). Pode ser cobrada por dia de trabalho (< 310 euros) ou por unidade de coelho capturado (< 15 euros).
2.960€	200	Fornecimento de coelhos bravos , com transporte a menos de 100 kms de distância, em carrinha adequada, com 20 gaiolas com separadores, chupetas e termómetro, para uma reintrodução de 30 a 50 marouços de 5 "coelheiras", a 14,80€ /u.
423-590€	un.	Marouço de tubos subterrâneo FCBDH com 4 bocas, 9 câmaras e 12 tubos de betão (González & San Miguel, 2005).
540-650€	un.	Marouço de tubos superficial WWF-Espanha com 4 bocas, 6 câmaras e 11 tubos de betão, coberto com leito de terra (Pérez de Ayala, WWF-Espanha, 2017).
235-431€	un.	Abrigo de superfície em geral e médio.
230€	1 mês	Arrendamento de nave de quarentena de 20 m², com materiais. Não inclui vacinas e desparasitação.
28,3€	un.	Análise genética de subespécies e doméstica (diferenciação de haplótipos de coelho A, B, doméstico com amostras de sangue ou de cartilagem auricular em álcool a 70%). Podem ser mais abrangentes e dispendiosos.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

As introduções de coelho-bravo são uma medida utilizada nos domínios da conservação e da caça e sabe-se que existem técnicas suficientes para melhorar os resultados (Silvestre, 2005; Guerrero-Casado *et al.*, 2013, 2013b, 2013c; Agudín *et al.*, 2014; San Miguel *et al.*, 2014; WWF España, 2017; LIFE Iberconejo, 2023). A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou 22 estudos que avaliaram os efeitos da **introdução de coelhos**, focados na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023):

Cinco estudos (dois observacionais, dois experimentais e um com modelação) avaliaram os efeitos das translocações em coelhos. Todos eles foram realizados em Espanha, mais concretamente no sul e no nordeste, cujos resultados mais importantes são apresentados em seguida:

- A taxa de sobrevivência foi inferior a 3% e a predação foi a principal causa de morte, principalmente na primeira semana (Calvete *et al.*, 1997).
- Nenhuma das estratégias foi associada a um aumento da abundância da população a curto prazo. No entanto, o crescimento foi positivamente associado à abundância inicial dos indivíduos (Angulo, 2003).
- A translocação aumentou a abundância, mas só foi eficaz a curto prazo e em conjunto com a melhoria do *habitat* (Cabezas *et al.*, 2007).
- A gestão do *habitat* e a remoção de predadores foram associadas a alterações populacionais, enquanto o reforço (*restocking*) ou a vacinação não tiveram um efeito significativo (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

- A abundância de coelhos diminuiu, embora as libertações de coelhos tenham aumentado. As libertações a longo prazo não parecem ter alcançado os resultados propostos na recuperação dos coelhos (Carro *et al.*, 2019).

Três estudos não encontraram um efeito claro (Calvete *et al.*, 1997; Angulo, 2003; Delibes-Mateos *et al.*, 2008), um foi positivo (Cabezas *et al.*, 2007) e um negativo (Carro *et al.*, 2019). Por conseguinte, a medida teve respostas positivas (1), negativas (1) ou sem efeito (3) para a população.

Além disso, um estudo experimental avaliou as **translocações juntamente com culturas de cobertura** (Cabezas *et al.*, 2007). Neste caso:

- A abundância foi influenciada pela melhoria do habitat e foi mais elevada com a suplementação alimentar. Mas este efeito foi mais forte nas parcelas com abrigo e alimento, pelo que a translocação deve ser acompanhada de melhorias no *habitat*. A densidade dependia da capacidade de carga do *habitat* (Cabezas *et al.*, 2007). Assim, houve uma resposta positiva da população associada às translocações.

Além disso, um estudo experimental no sul de Espanha avaliou os efeitos, durante a translocação, do **fornecimento de alimentação suplementar e de abrigos artificiais** em combinação com outras medidas (Cabezas *et al.*, 2011):

- A mortalidade *a curto prazo* foi influenciada principalmente pelo estado fisiológico dos indivíduos em comparação com o *habitat*, sendo significativamente mais elevada nos indivíduos em pior estado e significativamente mais baixa nas parcelas vedadas.
- A mortalidade *a longo prazo* foi significativamente mais baixa nas parcelas com suplementos alimentares, embora os coelhos com concentrações elevadas de anticorpos contra a mixomatose também tenham tido uma mortalidade mais baixa.

- A *predação* foi a principal causa de morte, exceto nas cercas vedadas, onde a doença foi a principal causa de morte. Os coelhos com comida e abrigo suplementares não registaram um aumento significativo da sobrevivência, potencialmente porque a combinação diminuiu a cobertura de arbustos (abrigo), aumentando a predação (Cabezas *et al.*, 2011).

Por conseguinte, houve respostas positivas da população às translocações em determinadas condições.

Do mesmo modo, outro estudo experimental no sul de Espanha avaliou os efeitos da libertação de coelhos em **zonas de mato húmido com pequenas dimensões de libertação**:

- A predação foi mais elevada nas zonas de mato seco, sendo o mato húmido mais adequado. O sucesso do reforço (*restocking*) foi maior na **pequena libertação** (40 coelhos), porque um aumento drástico de coelhos também aumentou a predação (Moreno *et al.*, 2004). Neste caso, houve uma resposta negativa da população para uma experiência e uma resposta positiva para a outra.

Outro estudo experimental no sul de Espanha avaliou os efeitos de uma **elevada abundância de indivíduos em parcelas de reforços (*restocking*)**:

- Houve fatores dependentes da densidade que afetaram o *restocking*, quer por diminuição da taxa de reprodução, quer por aumento da mortalidade. Os coelhos devem ser mantidos em densidades de 20-30 / ha em cercas para otimizar o crescimento (Ruíz-Aizpurua *et al.*, 2014). Por conseguinte, registou-se uma resposta negativa da população.

Da mesma forma, um estudo experimental no oeste de Espanha (Extremadura) investigou os **efeitos da abundância média de coelhos e da elevada qualidade do habitat no repovoamento**:

- Em zonas com elevada qualidade de *habitat*, o repovoamento com

marouços de tubos subterrâneos permitiu o estabelecimento de populações auto-sustentáveis a médio prazo, se a abundância de indivíduos fosse média (Guil *et al.*, 2014). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva da população.

Além disso, cinco estudos experimentais em Espanha (quatro na Andaluzia e um na Extremadura) avaliaram os efeitos **da exclusão de predadores em parcelas de reforços (*restocking*)**:

- A principal causa de mortalidade nas parcelas não vedadas foi a predação. A exclusão de predadores não aumentou claramente a sobrevivência a curto prazo, sendo a aclimação à área de acolhimento mais importante (Rouco *et al.*, 2008).
- O alimento e o abrigo não mostraram aumento na sobrevivência, porque a combinação de ambos diminuiu a cobertura arbustiva (parcialmente removida pelo tráfego de máquinas), aumentando a predação (Cabezas *et al.*, 2011).
- A abundância foi maior nas parcelas com exclusão total de predadores (Guerrero-Casado *et al.*, 2013b).
- Os predadores foram excluídos por vedações elétricas, luzes intermitentes e rádios. Em zonas de qualidade, o repovoamento permitiu populações auto-suficientes (Guil *et al.*, 2014).
- A vedação de exclusão de predadores teve um efeito positivo no sucesso reprodutivo, mas apenas em conjunto com uma elevada disponibilidade de erva (D'Amico *et al.*, 2014).

Assim, em quase todas as experiências houve respostas positivas da população (Cabezas *et al.*, 2011; Guerrero-Casado *et al.*, 2013b; Guil *et al.*, 2014; D'Amico *et al.*, 2014) e numa não foi encontrado qualquer efeito claro (Rouco *et al.*, 2008).

A **duração e as condições das quarentenas** foram avaliadas em seis

artigos, nos quais não houve resposta da população em três estudos, ou nenhum efeito; houve uma resposta da população e comportamental num; e houve uma resposta da população em dois:

- Dois estudos experimentais, no sul de Espanha e no oeste de França, avaliaram os efeitos da **duração** da quarentena anterior à libertação. Um estudo avaliou o efeito do armazenamento e do transporte durante a translocação de coelhos na mortalidade após a libertação. Não se registou um efeito significativo do tempo de armazenamento na sobrevivência dos indivíduos (Letty *et al.*, 2003).
- Noutro estudo, a libertação deve ser determinada pela condição física dos indivíduos e não pela duração da quarentena (Calvete *et al.*, 2005). Por conseguinte, não houve resposta da população, ou seja, não houve efeito.
- Além disso, o estudo experimental no oeste de França avaliou os efeitos de uma quarentena de **3 dias** antes da libertação na translocação. A sobrevivência à aclimação foi mais elevada para as fêmeas do que para os machos e deveu-se provavelmente a diferenças na hierarquia e no comportamento (Letty *et al.*, 2000). Assim, houve uma resposta populacional e comportamental, positiva para as fêmeas e negativa para os machos.
- Do mesmo modo, um estudo experimental realizado em Espanha avaliou os efeitos de uma quarentena de **6 dias** antes da libertação. Os indivíduos confinados durante 6 noites tiveram maior sobrevivência. A maioria das mortes ocorreu dentro do abrigo, sem predação ou doença, potencialmente devido ao manuseamento (Rouco *et al.*, 2010). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva da população.
- Outro estudo experimental no nordeste de Espanha avaliou os efeitos de uma quarentena de **2-3 semanas** antes da libertação

na translocação. A quarentena aumentou a sobrevivência ao identificar indivíduos previamente doentes (Calvete *et al.*, 1997). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva da população.

- Por último, um estudo experimental realizado no oeste de França avaliou os **efeitos do número de indivíduos colocados** juntos durante a quarentena pré-libertação na translocação. O número de coelhos armazenados na mesma caixa não teve um efeito significativo na sobrevivência (Letty *et al.*, 2005). Por conseguinte, não se registou qualquer efeito na resposta da população.

Os **efeitos da imunidade à mixomatose** durante a translocação foram avaliados num estudo experimental no sul de Espanha. Em que:

- A mortalidade a longo prazo foi influenciada pelo tratamento do habitat (abrigo, alimentos adicionais e exclusão de predadores), embora os coelhos com concentrações elevadas de anticorpos contra a mixomatose também tenham tido uma mortalidade significativamente mais baixa (Cabezas *et al.*, 2011). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva da população.

Por outro lado, um estudo experimental no oeste de França avaliou **os efeitos da sedação** durante a translocação:

- A utilização de tranquilizantes não teve um efeito significativo (Letty *et al.*, 2000). Por conseguinte, não se registou qualquer efeito desta medida na resposta da população.

Os **efeitos do transporte** durante a translocação foram avaliados num estudo experimental no oeste de França:

- Não se registou qualquer efeito significativo do sexo, armazenamento ou transporte na sobrevivência (Letty *et al.*, 2003). Por conseguinte, não se registou qualquer efeito na resposta da população.

Dois estudos experimentais no sul de Espanha avaliaram os efeitos de uma **boa condição corporal antes da libertação**, com respostas positivas da população:

- A libertação deve ser determinada pela condição física dos indivíduos e não pela duração da quarentena (Calvete *et al.*, 2005).
- A mortalidade a curto prazo foi influenciada principalmente pela condição fisiológica dos coelhos em relação ao habitat, sendo significativamente maior nos indivíduos de pior condição (Cabezas *et al.*, 2011).

Por último, as **épocas** das reintroduções foram estudadas em dois trabalhos, tendo-se registado uma resposta positiva da população em ambos os estudos:

- Um estudo experimental no sul de Espanha (Doñana) avaliou os efeitos da libertação de coelhos para repovoamento durante a **época de reprodução**, tendo sido escolhidas quatro fases: em junho, após a reprodução; em outubro, quando não há reprodução; em janeiro, quando começa a reprodução; e em abril, durante a reprodução. A libertação durante a época de reprodução foi menos bem sucedida do que durante o resto do ano, devido a uma diminuição da produtividade dos indivíduos (Moreno *et al.*, 2004). Por conseguinte, verificou-se uma resposta negativa da população à experiência na fase de abril.
- Um estudo de modelização em Espanha avaliou o **melhor período do ano para a remoção e libertação de coelhos, os efeitos da remoção para repovoamento no verão e a libertação de coelhos de outubro a março**. Os meses mais adequados para a reintrodução de coelhos foram de outubro a março, com um pico de sucesso em janeiro. No entanto, a melhor época para as extrações foi o verão, quando o número de coelhos atinge o seu pico (Cotilla & Villafuerte, 2007).

Em **resumo**, as introduções de coelhos-bravos, de acordo com estudos anteriores, são condicionadas por uma boa qualidade do *habitat*, zonas de mato, abrigos e marouços artificiais, culturas, alimentos e água suplementares, exclusão de predadores, abundância média de indivíduos, quarentena, condição corporal antes da libertação, transporte, tamanho da libertação, tempos de extração e libertação, imunidade natural e boa condição corporal antes da libertação. No entanto, por vezes, o mais importante é saber o que não se deve fazer (*e.g.*, libertações rígidas).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Número e superfície das Unidades de gestão.
- Número de reintroduções ou reforços efetuados.
- Classe (reintrodução/reforço; libertação suave em marouços / cercas).
- Número total de coelhos capturados e comprados a populações dadoras.
- Número de rejeições numa primeira avaliação ou triagem.
- Subespécies do dador e do recetor (devem coincidir).
- Idades (% de jovens, juvenis < 1 ano e adultos > 1 ano), *sex ratio* (M:H) e fêmeas (%).
- Hora da reintrodução ou do reforço (data).
- Condições nas gaiolas de transporte e de quarentena (número/compartimento, superfície/espécime, tempos de armazenamento, temperaturas).
- Número de vacinas, desparasitação e tipos.

- Número de devoluções em quarentena.
- Número e tipo de marouços artificiais onde os coelhos são introduzidos.
- Número líquido total de coelhos libertados.
- Superfície delimitada pelo Polígono Mínimo Convexo (MPC).

Indicadores específicos:

- Rácio número de coelhos / marouço artificial.
- Abundâncias absolutas (coelhos / ha estimados por *Distance sampling*) por Unidade de gestão.
- Abundâncias relativas de coelhos (densidades amostradas por contagem de latrinas / km, dentro e fora da área de controlo, da superfície com reintroduções ou reforços). Podem também ser latrinas / marouço (ou bocas artificiais), e médias.
- Avaliações efetuadas (n.º) antes e depois das introduções.

Indicadores de eficácia:

- Tendências das abundâncias absolutas ou relativas dentro e fora das Unidades de gestão e reintroduções.
- Número médio de coelhos / marouço (densidade absoluta / número de marouços ou abrigos) ou por armadilhagem fotográfica / marouço, após um período de reprodução.
- Indicadores de ações de melhoria do *habitat* combinadas com reintroduções.
- Tendência da produtividade das espécies de coelhos predadores ameaçadas na proximidade da ação (de acordo com as zonas de reprodução de cada espécie).

- Número de coelhos caçados de forma sustentável após 1-2 anos de colonização, reprodução e crescimento da população de coelhos reintroduzida. Percentagem de quota para a sustentabilidade em anos de acordo com o clima e a criação³⁶.

REFERÊNCIAS

Agudín S., Fernández M., Guil F., Inogés J., Martínez M., F. Silvestre. 2014. *Fomento de las poblaciones de conejos. Cap.7 In: San Miguel, A. (Coord.). 2014. 2ª Edición. Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.). Fundación CBD-Hábitat. Madrid.*

Angulo, E., 2003. *Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Capítulo 2: El uso de las estrategias múltiples para la gestión de la caza menor: implicaciones en la conservación natural. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.*

Cabezas, S., Moreno, S., 2007. *An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. Animal Conservation* 10, 340-348.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00119.x>

Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S., 2011. *Survival of translocated wild rabbits: importance of habitat, physiological and immune condition: Survival of translocated wild rabbits. Anim Conserv* 14, 665-675.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00472.x>

Cabezas-Díaz, S., Virgós, E. 2022. *Latrine counts to estimate wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) density as a tool for biodiversity conservation and management. Ecological Indicators. Volume 145, 2022,*

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109684>

Calvete, C., Estrada, R., Osácar, J.J., Lucientes, J. 1995. *Conejos de reposición. Trofeo 1996, 305: 20-25.*

Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., 1997. *Effectiveness of traditional wild restocking in Spain. Journal of Zoology* 241, 271-277.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb01957.x>

³⁶ Numa reserva de caça típica, a quota para a sustentabilidade em anos de má reprodução seria um máximo de 20% da população pré-caça; em anos normais 30%; em anos muito bons 40%; e em anos excecionais até 50% (Lucio, 1991; ver Cap. 6.1).

Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., Moreno, S., Villafuerte, R., 2005. Quarantine length and survival of translocated European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management* 69, 1063-1072. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069\[1063:QLASOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069[1063:QLASOT]2.0.CO;2)

Carneiro, M., Blanco-Aguiar, J.A., Villafuerte, R., Ferrand, N. and Nachman, M.W. 2010. Speciation in the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): islands of differentiation on the X chromosome and autosomes. *Evolution* 64: 3443-3460.

Carneiro, M., Albert, F.W., Afonso, S., Pereira, R.J., Burbano, H., Campos, R., Melo-Ferreira, J., Blanco-Aguiar, J.A., Villafuerte, R., Nachman, M.W., Good, J.M. y Ferrand, N. 2014. The genomic architecture of population divergence between subspecies of the European Rabbit. *PLOS Genetics* 10(8).

Carro, Francisco; Mónica Ortega, Ramón C. Soriguer. 2019. Is restocking a useful tool for increasing rabbit densities?, *Global Ecology and Conservation*, Volume 17, 2019, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00560>

Cotilla, I., Villafuerte, R., 2007. Rabbit conservation: models to evaluate the effects of timing of restocking on recipient and donor populations. *Wildl. Res.* 34, 247. <https://doi.org/10.1071/WR06154>

D'Amico, M., Tablado, Z., Revilla, E., Palomares, F. 2014. Free housing for declining populations: optimizing the provision of artificial breeding structures. *Journal for Nature Conservation* 22, 369-376. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.006>

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers Conserv* 17, 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>

Delibes-Mateos, M., Rödel, H.G., Rouco, C., Alves, P.C., Carneiro, M., Villafuerte, R. 2021. European Rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In: Hackländer, K., Zachos, F.E. (eds) *Handbook of the Mammals of Europe. Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_13-1

Ferrand, N. 2008. Inferring the evolutionary history of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) from molecular markers. In: P.C. Alves, N. Ferrand, and K. Hackländer (ed.), *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and Conservation*, pp. 47-63. Springer, Berlin, Germany.

Ferreira, C., Castro, F., Piorino, V., Barrio, I., Delibes-Mateos, M., Rouco, C. et al. 2015. Biometrics reveal major differences between the two European rabbit subspecies. *Biological Journal of the Linnean Society* 116: 106-116.

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guerrero-Casado, J.; Letty, J; Tortosa, F. S. 2013. European rabbit restocking: a critical review in accordance with IUCN (1998) guidelines for re-introduction». *Animal Biodiversity and Conservation*, 2013, Vol. 36, Núm. 2, p. 177-185, <https://raco.cat/index.php/ABC/article/view/272208>

Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., S. Tortosa, F., 2013b. The short-term effect of total predation exclusion on wild rabbit abundance in restocking plots. *Acta Theriol* 58, 415-418. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0140-2>

Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Ruiz-Aizpurua, L. and Tortosa, F.S. 2013c. Restocking a keystone species in a biodiversity hotspot: Recovering the European rabbit on a landscape scale. *Journal for Nature Conservation* 21: 444-448. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.006>

Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000*. Ed. Fundación CBD-Habitat, Madrid. 268 pp.

Guil, F., Higuero, R., Moreno-Opo, R., 2014. European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) restocking: Effects on abundance and spatial distribution. *European Wild Rabbit Restocking*. *Wildl. Soc. Bull.* 38, 524-529. <https://doi.org/10.1002/wsb.440>

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo* (F. Garrido & J. Ruíz).

IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp. ISBN: 978-2-8317-1609-1.

Junta de Andalucía. 2019. *Estrategia para la gestión y recuperación del conejo de monte en Andalu-*

lucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Enero 2019.

https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/planes/19/02/estrategia_gestion_recuperacion_conejo.pdf

Kufner, M.B. 1986. Tamaño, actividad, densidad relativa y preferencia de hábitat de los pequeños y medianos mamíferos de Doñana, como factores condicionantes de su tasa de depredación. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, España.

Letty, J., Marchandeu, S., Clobert, J., Aubineau, J., n.d. 2000. Improving translocation success: an experimental study of anti-estrés treatment and release method for wild rabbits. *Anim Conserv* 3(3): 211-219. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00105.x>

Letty, J., Aubineau, J., Marchandeu, S., Clobert, J., 2003. Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalian Biology* 68, 250-255. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00092>

Letty, J., Aubineau, J., Marchandeu, S., 2005. Effect of storage conditions on dispersal and short-term survival of translocated wild rabbits *Oryctolagus cuniculus*. *Wildlife Biology* 11, 249-255. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2005\)11\[249:EOSCOD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2005)11[249:EOSCOD]2.0.CO;2)

LIFE Iberlince, 2013. III Seminário Internacional sobre coelho-bravo & I Seminário LIFE+ Iberlince. Presente e futuro das populações de coelho-bravo em Portugal e Espanha. Conclusões Workshop. Portugal.

LIFE Iberconejo, 2023. Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. [Trujillo, febrero 2023](#).

Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S., Lombardi, L., 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation* 118, 183-193. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.07.020>

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Piorno, V., Villafuerte, R., Branco, M., Carneiro, M., Ferrand, N., & Alves, P. C. 2015. Low persistence in nature of captive reared rabbits after restocking operations. *European Journal of Wildlife Research*.

Springer Science and Business Media LLC. <http://doi.org/10.1007/s10344-015-0934-4>

Rouco, C., Ferreras, P., Castro, F., Villafuerte, R., 2008. The effect of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits. *Wildl. Res.* 35, 625. <https://doi.org/10.1071/WR07151>

Rouco, C., Ferreras, P., Castro, F., Villafuerte, R., 2010. A longer confinement period favors European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) survival during soft releases in low-cover habitats. *Eur J Wildl Res* 56, 215-219. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0305-0>

Rouco, C., Villafuerte, R., Castro, F., Ferreras, P., 2011. Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population: Artificial warren size and wild rabbit response. *Animal Conservation* 14, 117-123. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00401.x>.

Ruiz-Aizpurua, L., Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Tortosa, F.S., 2014. High rabbit abundance proves detrimental to productivity in European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) restocking enclosures. *World Rabbit Science* 22, 186. <http://dx.doi.org/10.4995/wrs.2014.1668>

San Miguel, A. (Coord.). 2014. 2ª Edición. Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) Fundación CBD-Hábitat. Madrid.

Silvestre F. 2005 (1ª reimp.). Repoblaciones con conejos. In: Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. Madrid. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente. p. 253-278.

Simón, M. A. et al. 2012. Programa de seguimiento del lince, del conejo, de recuperación de las poblaciones actuales y de alimentación suplementaria (p 141-147. En: Diez años de conservación del lince ibérico. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 327 pp.

Soria González C. D. 2023. Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Villafuerte, R. and Moreno, S. 1997. Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica* 42: 225-230.

Villafuerte R. 2022. *Caracterización genética de poblaciones de conejos en zonas de daños a cultivos en Castilla-La Mancha* (R. Villafuerte, IESA-CSIC). Expediente (PICOS)/SSCC.EN/111/21 Informe final. Septiembre 2022. Consejería Desarrollo Sostenible, Castilla La Mancha.

WWF España. 2017. *Reintroducciones: manejo del conejo*. Cap. 2.4. El conejo silvestre en España. *Biología, gestión y fomento de sus poblaciones*. Proyecto SOS Conejo.

<https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.4>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 47. A gestão direta através da reintrodução de coelhos é uma medida utilizada em projetos de conservação e em reservas de caça em Espanha ou zonas de caça em Portugal (foto FCBDH).



Figura 48. O repovoamento ou a introdução de coelhos selvagens são medidas difíceis e nem sempre são seguidas as orientações corretas. No entanto, existem técnicas comprovadas, uma vasta literatura e um grande número de ações de projeto (foto FCBDH).

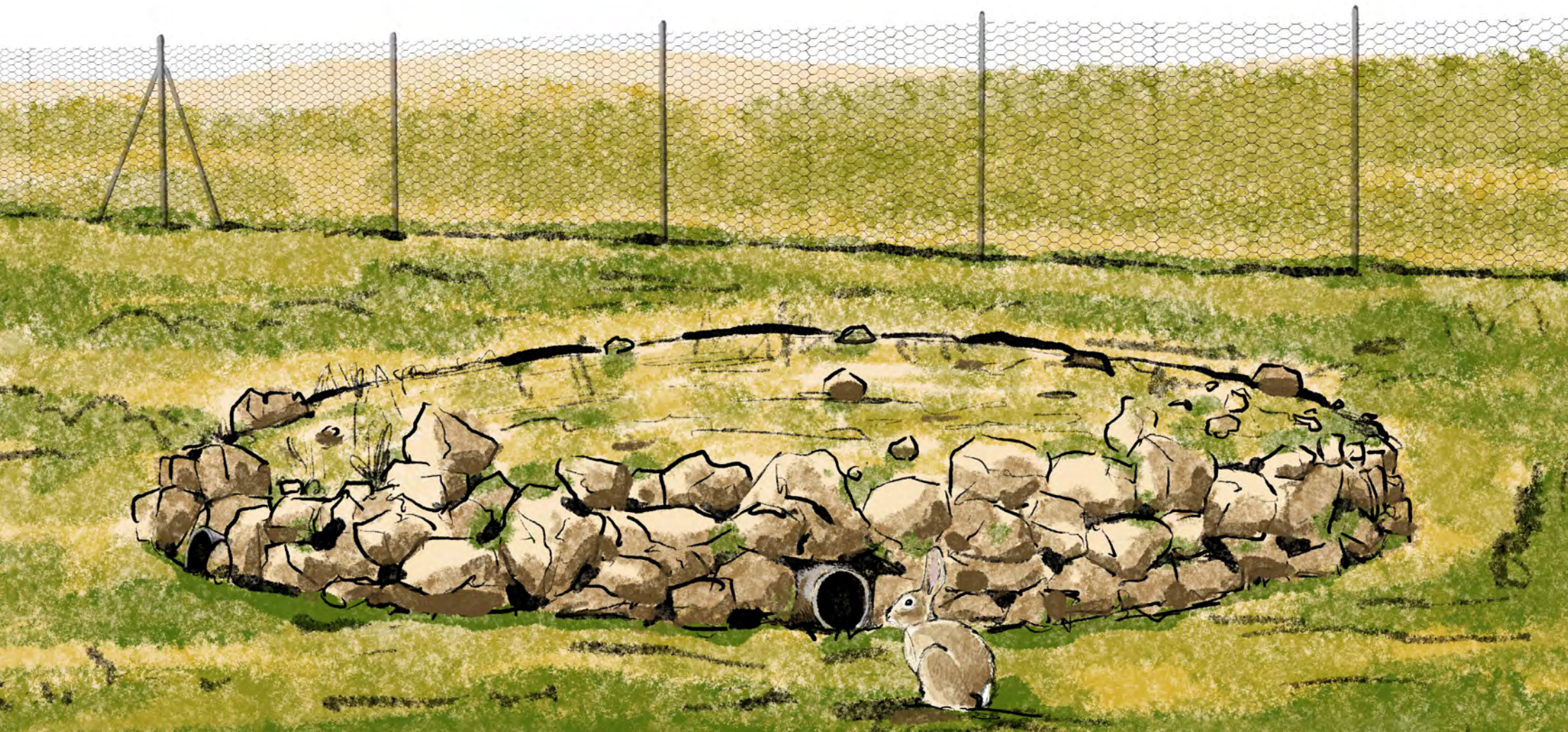


Figura 49. A reintrodução de coelhos é uma medida que deve ter em conta todos os pormenores para a sua eficácia, destacando-se a proximidade dos coelhos dadores, a genética, a proporção entre os sexos e a libertação em marouços artificiais ou cercas adequados (foto FCBDH).

Capítulo 3.3.

REPOVOAMENTOS

Cercas



Capítulo 3.3.

REPOVOAMENTOS

Cercas

OBJETIVOS

- Aumentar as populações de coelho-bravo através de **cercas de reprodução *in situ***, vedações de parcelas ou cercas de repovoamento, e produzir núcleos de alta densidade.
- Excluir a concorrência de ungulados, a predação terrestre ou incentivar a gestão.
- Melhorar a abundância e a distribuição do coelho como espécie presa e a produtividade dos seus predadores especializados ameaçados.
- Promover os recursos cinegéticos e melhorar os *habitats* das reservas de caça de Espanha e das zonas de caça de Portugal.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

As reintroduções com coelhos-bravos (*Oryctolagus cuniculus* L.) são muito utilizadas em projetos de conservação, nas reservas de caça de Espanha ou nas zonas de caça de Portugal. Uma técnica específica comparada com o repovoamento “aberto” é a utilização de cercas fechadas, por vezes com reprodução *in situ*. Estes repovoamentos “fechados” podem criar populações pontuais de elevada densidade, que funcionam como “zonas de origem” para uma Unidade de gestão mais vasta. As cercas de exclusão, geralmente de grandes dimensões, são por vezes referidas como cercas de reprodução, mas são geralmente cercas de aclimação *in situ*. A reprodução em cativeiro é normalmente efetuada fora da área

de libertação (*ex situ*), em cercas pequenas (ou mesmo jaulas) e com uma gestão extensiva (*e.g.*, alimentação *ad libitum*).

Em geral, os recintos reduzem a dispersão inicial, a predação terrestre, a competição com ungulados e facilitam a gestão (recapturas, gestão sanitária, plantação, alimentação ou abeberamento). No entanto, são mais dispendiosos, têm um impacto no *habitat* e noutras espécies, podem atrair a predação aérea, exigem mais supervisão e manutenção e têm de ser adaptados à gestão global da herdade (por vezes complicado no caso do gado ou da caça grossa). Quando atingem a sua capacidade de carga, as saídas devem ser abertas para os coelhos, mas não para os predadores terrestres. Um complemento, ou mesmo uma alternativa, poderia ser a cerca com pastores elétricos.

As cercas são de diferentes modelos, adaptadas às condições locais, às indicações dos proprietários das explorações e ao *habitat*. A diversidade dos recintos é pelo menos sextuplicada (Silvestre, 2005).

Todas as **recomendações** apresentadas no capítulo sobre reintroduções podem ser aplicadas em cercas de reprodução, mas com algumas particularidades. Do mesmo modo, as reintroduções com cerca deveriam ser efetuadas em *habitats* de boa qualidade com uma ampla capacidade de carga para o coelho. Além disso, deve ser efetuada uma avaliação prévia e devem ser determinadas as causas do seu desaparecimento ou declínio.

As populações de coelhos dadores devem, de preferência, ser da mesma população ou de populações próximas e da mesma subespécie. Recomenda-se a caracterização genética e deve ser considerado o critério da maior proximidade possível (Villafuerte, 2022). Estes coelhos fundadores provêm geralmente de zonas de elevada densidade, por vezes de sobrepopulações com danos na agricultura, e têm uma imunidade natural média-alta.

Uma grande vantagem do repovoamento com coelhos em cercas é o facto de os coelhos serem impedidos de fugir e de se dispersarem, o que torna impossível a fixação. Se os coelhos vierem das proximidades ou

mesmo da própria herdade ou reserva (logicamente, de zonas onde são mais abundantes), existe uma possibilidade real de tentarem regressar aos marouços de origem ("homing"), razão pela qual uma cerca de aclimação é adequada para estes casos.

Se tiver sido escolhida uma zona de vegetação rasteira densa para a localização do compartimento a fim de proporcionar um abrigo natural, podem ser construídos abrigos um pouco mais pequenos e em número relativamente menor. A proximidade de arroios, talvegues, afloramentos rochosos, *berrocales*, rochas graníticas, matos e outros abrigos naturais é importante: uma cerca isolada num mau *habitat* é uma má opção (Guerreiro-Casado *et al.*, 2013b). Além disso, as populações em cercas com melhor qualidade de *habitat* apresentam uma dinâmica mais positiva. No caso de herdades privadas, a localização exata das cercas deve ser acordada com a propriedade, guarda e os gestores para evitar interferências com as utilizações agrícolas (Agudín *et al.*, 2014).

As capturas na origem, o transporte e o manuseamento devem ser cuidadosos. Os coelhos são libertados em **marouços** artificiais adequados, neste caso protegidos por cercas ("libertações suaves"). A combinação de marouços, abrigos e recintos reduz a incidência de predação sem recorrer a métodos cruéis (WWF Espanha, 2017b). O número de marouços e abrigos artificiais é determinado pelas condições iniciais da cerca. Se a cerca tiver uma cobertura arbustiva de qualidade adequada, a necessidade de marouços e de abrigos artificiais é reduzida. Em todo o caso, deveriam ser feitos pelo menos algumas cortinas de galhos com base de paletes, como os abrigos iniciais, mas de melhor qualidade.

A proporção entre os sexos, as classes etárias e os números da população fundadora são os mesmos que nas reintroduções, embora, com o confinamento do compartimento, possam auto-regular-se e relaxar um pouco os números e as percentagens. Por outro lado, a estrutura social dos coelhos bravos é de maior importância, com possíveis agressões intra-específicas em confinamento, especialmente por adultos do mesmo

sexo. Devido a fatores dependentes da densidade, a taxa de reprodução poderia diminuir ou a mortalidade aumentar (Ruíz-Aizpurua *et al.*, 2014), a densidade pode afetar a reprodução (Myers & Poole, 1963) ou a sobrevivência pode ser diferente consoante as hierarquias (Letty *et al.*, 2000).

A época das libertações deve ser antes dos períodos de reprodução e com as melhores **condições** de prados, culturas e água, embora neste caso possa ser suplementada e complementada mais facilmente com comedouros e bebedouros. A mortalidade pós-libertação em cercas pode ser inferior à da libertação em marouços artificiais não cercados.

Para além da função de gerar densidades elevadas de coelhos para posterior expansão, estas "cercas de exclusão" reduzem a concorrência de densidades médias ou elevadas de gado doméstico ou de ungulados selvagens presentes em algumas herdades, reservas ou zonas; protegem fisicamente os coelhos da predação, especialmente de raposas ou javalis, e impedem o acesso a parcelas semeadas, pastagens ou comedouros.

Quando a reprodução e a saturação do compartimento por coelhos tiver sido estabelecida, ou seja, quando a densidade afecta a reprodução (Myers & Poole, 1963), é realizada a **abertura** de pequenas saídas. Por vezes, os marouços estão divididos dentro da cerca perimetral. Neste caso, a abertura dos compartimentos interiores (ou a remoção da malha divisória) é anterior à abertura da malha perimetral. A dispersão e o estabelecimento final dos coelhos dependerão das características do meio envolvente, da densidade obtida na cerca e da etologia (comportamento) dos coelhos-bravos, pelo que é necessário que o *habitat* esteja adaptado às suas necessidades (Agudín *et al.*, 2014). É de notar que as densidades de coelhos atingidas condicionam toda a gestão da cerca e da Unidade de Gestão.

Tal como acontece com outras medidas, a **manutenção**, o controlo e o acompanhamento a longo prazo são essenciais. A malha pode ser danificada, deteriorada por animais ou pelas condições climatéricas e a sua integridade deve ser controlada regularmente.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Material do recinto: malhas metálicas de torção simples, para gado ou para caça ("com nós"), com reforço na parte inferior (com malhas de "torção tripla" ou com saias). Sem-fim, postes, cantoneiras, esticadores, arame.
- Pastor elétrico com 2-4 fios, consoante a utilização na parte superior da malha (anti-predação de trepadores carnívoros) ou em todo o perímetro. Dissuasores de aves.
- Veículos com reboque. Equipa qualificada na instalação de cercas.
- Tal como nas reintroduções, a medida requer uma variedade de materiais: captura, transporte (veículo condicionado, gaiolas), quarentena, sanidade, análise genética, veterinária (vacinas), marouços e abrigos artificiais, pastores elétricos ou avaliações (antes e depois da introdução). Retroescavadora mista (75 cv, com balde de 90). Pessoal qualificado no manuseamento de coelhos, com medidas de prevenção de riscos profissionais e de saúde.

Época de realização e condicionantes

- O momento da reintrodução determina o sucesso da cerca, dependendo da disponibilidade de alimentos e água de qualidade, para uma rápida adaptação e reprodução num curto período de tempo. O outono pode ser a altura mais aconselhável ou o fim do inverno e o início da primavera.
- Áreas e períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas nas proximidades. Não tanto para a reintrodução dos coelhos propriamente dita, mas para a construção de cercas, marouços, abrigos e gestão do *habitat*. Se for esse

o caso, aproximadamente de outubro a janeiro, caso contrário, durante todo o ano.

- A chuva pode limitar os trabalhos de abertura de valas ou buracos (para postes e malhas), abrigos subterrâneos e reintroduções.
- As secas afetam o estado do prado e da água, embora nos compartimentos estes possam ser suplementados mais facilmente (com bebedouros e comedouros).
- As autorizações pertinentes das administrações para os trabalhos no campo e as restrições de máquinas devidas aos planos regionais de prevenção de incêndios.
- As autorizações pertinentes das administrações para a captura, transferência e reintrodução de coelhos bravos; e as guias de transporte veterinário. O fornecedor deve possuir licenças de captura de coelhos vivos (Delegaciones Provinciales de Medio Ambiente, Espanha), licença do ICNF (Portugal) ou equivalente.
- Condições de acordo com as Ordens de defeso de caça menor (períodos úteis em Espanha e "portarias nas épocas venatórias" em Portugal).

Pormenores de execução

- Em geral, os repovoamentos com cercas, sejam elas permanentes ou temporárias, são áreas de uma determinada dimensão (1-15 ha, embora existam algumas experiências de superfícies maiores).
- O objetivo destas reintroduções é produzir *in situ* um grande número de coelhos bravos para expansão, uma vez aberta a cerca, mas por vezes também como fornecimento de coelhos para repovoamentos próximos, dada a dificuldade de criar verdadeiros coelhos bravos *ex situ*, em cativeiro, em naves e gaiolas.

- A maioria das recomendações e dos pormenores das reintroduções fechadas são os mesmos que os das reintroduções abertas, por exemplo, a realização de avaliações pormenorizadas antes e depois.
- Estas cercas são dispendiosas, devem ser cuidadosamente planeadas e devem ser estudados os **fatores** que podem ter causado a escassez ou os fatores que limitam a recuperação.
- Planear uma boa conceção com um **objetivo** claro, como por exemplo atingir densidades elevadas de mais de 20 coelhos por hectare e permitir a abertura após 2-3 meses, depois de uma primeira reprodução. Outros objetivos podem ser a redução da concorrência com os ungulados ou da predação, a adaptação das culturas e das pastagens naturais ou a gestão da saúde.
- O sistema suporta um método de gestão potencial, com recapturas e entradas de comida e água em alturas críticas. Permite, nomeadamente, concentrar esforços no tempo e no espaço.
- Foram encontrados efeitos positivos quando estes recintos são planeados em conjunto e relativamente próximos uns dos outros, num raio de 3 km. Desta forma, a pressão predatória é diluída.
- Este tipo de ação é caraterístico das reintroduções de fauna (e.g. "hacking"³⁷). No caso dos coelhos, as cercas apresentam **dimensões** relativamente pequenas (< 15 ha).
- Uma cerca típica tem aproximadamente 2 a 4 hectares, embora o tamanho varie entre 100 m² e mais de 15 ha, havendo mesmo vedações de 40 ha.
- Os compartimentos são feitos de malha metálica, pastores elétricos ou uma combinação de ambos.
- A malha deve garantir o isolamento (para evitar a fuga dos coelhos e a entrada de predadores terrestres): pelo menos 2 metros de altura, quer seja de torção simples enterrada ou com uma saia de meio metro; ou coberta e cosida com malha para coelhos na parte inferior e com uma saia.
- A parte superior dos postes pode ter uma viseira, "pentos" (espigões longos e rombos que apontam para baixo a partir da viseira) ou pastores elétricos, para evitar a escalada de predadores terrestres.
- Considerar a utilização de dispositivos de dissuasão das aves de rapina na parte central e superior das malhas, para evitar a predação e os acidentes devidos a colisões com estas espécies protegidas.
- Alguns compartimentos podem ser compartimentados internamente apenas com malhas "coelheiras" de 0,5 m de altura, de torção tripla, para gerir eventuais grupos familiares, ou os marouços individuais podem ser vedados.
- Os **detalhes** relativos às populações dadoras, capturas, controlos veterinários, estado fisiológico, transporte, jaulas; vacinação, desparasitação, quarentena e marcação; verificação dos marouços antes da libertação, número ou tamanho da fundação e gestão da predação são os mesmos que nas reintroduções sem cercas (González *et al.*, 2005; Silvestre, 2005; Agudín *et al.*, 2014; WWF España, 2017, 2017b; LIFE Iberconejo, 2023).
- Tal como nas reintroduções abertas, deveriam ser evitados os movimentos entre áreas de subespécies de coelho ou zonas de contacto, especialmente de zonas de *O. c. cuniculus* a zonas de *O. c. algirus*. Além disso, as populações dadoras devem ter caraterísticas semelhantes às da população de libertação em termos de *habitat* e tipo de solo.
- O local da cerca deve ter disponibilidade de abrigos para escavação e valores intermédios de cobertura arbustiva, aproximadamente

37 O hacking, o "criação em liberdade controlada", consiste em criar animais selvagens num estado de semi-liberdade, o que lhes permite adaptar-se gradualmente ao novo ambiente e, após um período de adaptação, podem então regressar à natureza. É considerado um dos métodos mais eficazes de recuperação da vida selvagem, especialmente para as aves juvenis, mas também para os mamíferos.

60 % de superfície interior de arbustos e 40 % de prados, uma vez que uma boa cobertura arbustiva dificulta a predação aérea.

- O *habitat* deveria ser reforçado com comedouros ou bebedouros e podem ser **plantadas** misturas de cereais e leguminosas (e.g., ervilhaca-aveia-trigo) numa parcela no interior da cerca, a salvo dos ungulados.
- A fertilização com superfosfato das pastagens interiores pode ser utilizada para aumentar as leguminosas antes da primeira libertação dos coelhos.
- Imediatamente após a libertação, o feno de luzerna pode ser colocado nas bocas dos marouços e os comedouros podem ser encheidos com cereais.
- Preparar **marouços artificiais** em quantidade suficiente (20-50 para compartimentos de 2 a 4 ha, com um mínimo de 5 / ha) e de qualidade (>10 m² /un.) dentro do compartimento.
- A capacidade de carga estimada é mais elevada do que em regime de povoamento aberto, superior a 20-30 coelhos/ha.
- O sucesso dos compartimentos no primeiro ano é condicionado pela densidade do marouços, enquanto a disponibilidade de alimentos pode ser o fator limitante mais tarde.
- Os abrigos perimetrais, sejam eles naturais (matos, zonas rochosas) ou artificiais, são muito importantes nos repovoamentos vedados. Antes da abertura, e para facilitar a expansão dos coelhos para a área circundante, são construídos **abrigos** artificiais para proporcionar cobertura fora da cerca (até uma distância de 300 m, consoante o *habitat*).
- As aberturas das saídas laterais devem ser pequenas, com cerca de 10 cm de diâmetro cada, na parte inferior da malha, distribuí-

das uniformemente e orientadas de modo a encontrar o micro-*habitat* adequado. Não devem ser flexíveis ou expansíveis por predadores terrestres.

- Considerar a **manutenção** das cercas e a melhoria dos *habitats*, com uma reserva orçamental. Os trabalhos periódicos incluem a reparação de ruturas e aberturas, o reforço com malha coelheira na parte inferior, o tensionamento, as saliências e o pastoreio elétrico na parte superior, a construção de novos abrigos na periferia, a plantação, os bebedouros e os comedouros.
- Considerar e orçamentar o **desmantelamento** ou a reciclagem da cerca, uma vez cumprido o seu objetivo.
- No que diz respeito à **perceção social**, as cercas de reprodução são uma medida considerada pelos intervenientes sociais em zonas de escassez para favorecer a capacidade e as possibilidades de adaptação às alterações do *habitat*, mas apenas como complemento à introdução de exemplares de outras zonas (IESA-CSIC, 2024).
- Para aumentar a eficácia da cerca, o trabalho deve ser aplicado com um esforço constante e ser integrado com outras medidas.

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Uma medida foi identificada como elegível para financiamento no âmbito da PAC: as cercas de reprodução (Navarro & Mattos, 2024).

Em Espanha, as cercas de reprodução de coelhos bravos podem ser financiáveis pela PAC (2023-27), no âmbito do pilar II, com três intervenções PEPAC: dois investimentos não produtivos e um investimento de cooperação, todos a nível regional (**Tabela 31**).

Tabela 31. Intervenções da PAC em Espanha para a medida relativa às cercas de reprodução

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para as cercas de reprodução
6844	Investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à atenuação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficiente dos recursos naturais e à biodiversidade
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	3

Outras fontes de financiamento são possíveis através dos fundos FEDER (em 11 CCAA) e LIFE.

Em **Portugal**, as cercas de reprodução de coelhos bravos podem ser financiáveis pela PAC (2023-27), no âmbito do pilar II, com uma única intervenção do PEPAC aplicável em todos os distritos continentais (**Tabela 32**).

Tabela 32. Intervenções da PAC em Portugal para a medida relativa às cercas de reprodução

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção PEPAC para as cercas de reprodução
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem
TOTAL	1

Preços unitários antes de impostos

Estas medidas são ainda mais dispendiosas do que o repovoamento ou a reintrodução sem cercas, mas as cercas podem ser recicladas, reutilizadas ou compensadas economicamente ao longo do tempo.

Tabela 33. Preços para a medição de cercas de reprodução

€	Unidade	Conceito
22.320€	un.	Cerca de 4 hectares de superfície (= 800 m.l), com 2,5 m de altura, de torção simples (enterrada ou com saia); ou cinegética coberta com malha coelheira na parte inferior e com saia. Inclui ângulos, tensores, viseira e dissuasores de aves de rapina, a 27,90 euros / metro linear.
8.592€	un.	Pastor elétrico de 800 metros lineares, 4 fios perimetrais, a 10,74 € / m.
5.760€	un.	Pastor elétrico de 800 metros lineares, 2 fios para toda a parte superior da malha, a 7,20 € / m.
2.960€	un.	Fornecimento de coelhos bravos, com transporte a menos de 100 kms de distância, em carrinha adequada, com 20 gaiolas com separadores, fraldas e termómetro, para uma reintrodução de 30 a 50 marouços de 5 "coelheiras", a 14,80€ /u.
743-873€	un.	Marouço de tubos superficial com 4 bocas, 6 câmaras e 11 tubos cobertos coberto com leito de terra (540 euros/marouço superficial + 203 euros/ protegido adicionalmente por cerca perimetral, incluindo bebedouro e alimento) no interior da cerca. Podem ser de outros tipos (ver Cap. 3.1).
431€	un.	Abrigo médio e pouco profundo para a cerca. Podem ser mais fáceis se o habitat for bom, especialmente com a presença de mato.
28,3€	un.	Análise genética de subespécies e doméstica (diferenciação de haplótipos de coelho A, B, doméstico com amostras de sangue ou de cartilagem auricular em álcool a 70%).
		Ter em conta outros orçamentos, tais como o nave de quarentena (1 mês), as vacinas (2 tipos), a desparasitação, a sementeira, a fertilização, etc.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

As cercas para coelhos selvagens *in situ* podem gerar populações pontuais de elevada densidade, para expansão uma vez abertas, ou como uma provisão para repovoamento nas proximidades. O estabelecimento de coelhos reintroduzidos é maximizado quando é fornecido um recinto temporário em redor do marouço ou grupo de marouços (Calvete et al.,

2005). Estes recintos podem também reduzir a dispersão, a predação terrestre, a competição e facilitar a gestão (Agudín *et al.*, 2014). No entanto, o estabelecimento de populações de coelhos reintroduzidos é difícil e as diretrizes corretas nem sempre são seguidas (Guerrero-Casado *et al.*, 2013; 2013c).

Os programas de conservação do lince ibérico (*Lynx pardinus*) recomendam a instalação de cercas temporárias de exclusão para evitar a competição com gado doméstico ou ungulados selvagens (Guzmán *et al.*, 2012; WWF Espanha, 2017b; LIFE Iberlince, 2018). Também destaca a necessidade de uma gestão adaptativa, a heterogeneidade dos tipos de cercas, as dimensões, o número de coelhos fundadores e as diferenças na predação (Agudín *et al.*, 2014).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou cinco estudos que avaliaram os efeitos concretos da **criação de cercas de reprodução**, entre outras medidas orientadas para a reprodução, focadas na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023):

Um estudo experimental realizado no sul de Espanha avaliou um sistema semi-extensivo de criação em cativeiro com uma combinação de exclusão de predadores, marouços (de ladrilhos, malha, cortiça), vacinação, alimentação e água suplementares e *sex ratio* tendencialmente feminina:

- Verificou-se uma maior fertilidade e uma menor mortalidade em comparação com outros sistemas intensivos, talvez devido a uma diminuição do stress associado à produção intensiva (Arenas *et al.*, 2006). Por conseguinte, registaram-se respostas positivas a nível populacional e comportamental.

Outro estudo experimental no sul de Espanha avaliou parcelas ou cercas de reprodução de coelhos-bravos em função do **tamanho, da cobertura arbustiva, da presença de carnívoros, da disponibilidade de áreas adequadas para a construção de abrigos, da proximidade de outras cercas e da densidade inicial de indivíduos** (Guerrero-Casado *et al.*, 2013b, 2013c):

- Foram construídas vinte e três parcelas vedadas com marouços artificiais. Os resultados indicaram que a proximidade de outras parcelas (especificamente 3 km) teve um efeito positivo; potencialmente devido ao facto de os predadores dividirem a sua atenção e tempo entre parcelas. A disponibilidade de áreas adequadas para escavar abrigos e valores *intermédios* de cobertura de mato (25-50%) também tiveram um efeito positivo. No entanto, os valores baixos de cobertura arbustiva (0 a 25%) tiveram um efeito negativo e os valores altos de cobertura não tiveram um efeito significativo. O declive, o tamanho da cerca, a densidade inicial de indivíduos e a abundância um mês após a libertação não tiveram efeitos significativos (Guerrero-Casado *et al.*, 2013b).

Assim, verificaram-se respostas populacionais e comportamentais positivas a três dos fatores (proximidade de outras cercas, cobertura arbustiva intermédia e disponibilidade de abrigo). Não houve resposta (mas não foi negativa) em três outros fatores (tamanho, densidade inicial e declive).

Além disso, dois outros estudos experimentais no sul de Espanha avaliaram os efeitos da **construção de cercas para criar áreas de alta densidade**, com respostas positivas da população:

- A utilização de recintos fechados reduz a mortalidade causada por predadores terrestres, os movimentos de dispersão e permite a criação de crias que podem dispersar-se naturalmente. No entanto, a abundância é afetada pelo tratamento do *habitat* e pela cobertura de mato. As parcelas devem ser construídas em locais com *habitat* adequado, pastagens em matos densos e abrigos em zonas de baixa cobertura (Guerrero-Casado *et al.*, 2013d).
- Foram obtidas séries cronológicas de até 9 anos através da estimativa da abundância em 27 compartimentos. As cercas foram eficazes no aumento da densidade, resultando em densidades mais elevadas do que ao nível da paisagem. O principal fator que determinou o sucesso

dos compartimentos no primeiro ano foi a densidade dos marouços, enquanto a disponibilidade de alimentos se tornou o fator limitante quando a população se estabeleceu. As cercas com densidades mais elevadas tinham uma área de 4 a 6 ha, onde tinham sido introduzidos 20-30 coelhos por hectare, com mais de quatro marouços por hectare, e localizados perto de outras cercas (WWF Espanha, 2017b).

Do mesmo modo, um estudo no sul de Portugal avaliou o planeamento cuidadoso de todas as fases; orientações rigorosas para o transporte, manuseamento e vacinação, a fim de minimizar o stress inicial dos coelhos; e a libertação dos coelhos, de preferência em áreas vedadas:

- Foi recomendado que os coelhos fossem de preferência libertados em áreas confinadas e vedadas, para evitar a predação por aves de rapina, e que fosse instalada uma “rede macia” para cobrir a parte superior do “parque de repovoamento”, especialmente durante o período de aclimação; e que os coelhos fossem libertados em tocas que oferecessem proteção contra predadores. Em particular, foi recomendada a monitorização a longo prazo da população de coelhos libertada, numa base abrangente e contínua, para determinar a dispersão, a mortalidade e o sucesso reprodutivo. Tal permitiria a implementação de uma gestão adaptativa e a adoção de medidas para melhorar a sobrevivência dos coelhos e o sucesso global do povoamento, quando necessário (Encarnação *et al.*, 2025).

Além disso, foram analisados quatro estudos de reintrodução em que foram avaliados os efeitos **da exclusão de predadores** e em todas as experiências se registaram respostas positivas das populações (Rouco *et al.*, 2008; Guerrero-Casado *et al.*, 2013b; Guil *et al.*, 2014; D’Amico *et al.*, 2014):

- A principal causa de mortalidade nas parcelas não vedadas foi a predação (Rouco *et al.*, 2008).

- A abundância foi maior nas parcelas com exclusão total de predadores (Guerrero-Casado *et al.*, 2013b).
- Os predadores foram excluídos por cercas elétricas e, em áreas de qualidade, o repovoamento foi autossuficiente (Guil *et al.*, 2014).
- A vedação de exclusão de predadores teve um efeito positivo no sucesso reprodutivo, mas apenas em conjunto com uma elevada disponibilidade de prado (D’Amico *et al.*, 2014).
- Foram encontradas correlações positivas para a abundância de coelhos com cercas e marouços, minimizando a competição por recursos tróficos (D’Amico *et al.*, 2014; WWF España, 2017b).

Por último, um estudo avaliou os efeitos de uma **abundância elevada**:

- Existem fatores dependentes da densidade que afetam a queda da taxa de reprodução ou o aumento da taxa de mortalidade, recomendando densidades de 20-30 coelhos/ha em parcelas vedadas para otimizar a eficiência da medida (Ruíz-Aizpurua *et al.*, 2014).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Número e superfície das Unidades de gestão, incluindo as cerca.
- Número de cercas de reprodução construídas.
- Número de coelhos capturados e adquiridos a partir de unidades populacionais de dadores e eliminados.
- Subespécies do dador e do recetor (devem coincidir).
- Idades (% de jovens, juvenis < 1 ano e adultos > 1 ano), *sex ratio* (M:H) e fêmeas (%).
- Época da reintrodução (data).

- Condições nas gaiolas de transporte e de quarentena (número/compartimento, superfície/espécime, tempos de armazenamento, temperaturas).
- Número de vacinas, desparasitação e tipos.
- Número e tipo de marouços artificiais no interior da cerca onde os coelhos são introduzidos.
- Número e tipo de abrigos artificiais em redor da cerca.
- Número e tipo de outras medidas de gestão (bebedouros, comedouros, sementeiras).
- Número líquido total de coelhos libertados.

Indicadores específicos:

- Rácio número de coelhos / marouço artificial / cerca.
- Abundâncias relativas de coelhos (densidades amostradas dentro das cercas e fora ou na área de controlo, por número de latrinas / km). Para as cercas, este tipo de abundância é melhor do que as abundâncias absolutas devido à menor escala de avaliação.
- Avaliações efetuadas (n.º) antes e depois das reintroduções em recintos fechados.

Indicadores de eficácia:

- Tendências das abundâncias relativas dentro e fora das cercas.
- Tendências das abundâncias absolutas ou relativas dentro e fora das Unidades de gestão.
- Indicadores de ações de melhoria do *habitat* combinadas com reintroduções em cercas fechadas.
- Tendência da produtividade das espécies de coelhos predadores

ameaçadas na proximidade da ação (de acordo com as zonas de reprodução de cada espécie).

- Indicadores de ações de melhoria do *habitat* combinadas com cercas de reprodução.
- Número de coelhos caçados de forma sustentável após mais de 1-2 anos de colonização, reprodução, abertura de cercas e crescimento da população de coelhos reintroduzida. Percentagem de quota para a sustentabilidade em anos de acordo com o clima e a reprodução (20%-30%-40%-50% da população pré-libertação, Lucio, 1991; ver Cap. 6.1).

REFERÊNCIAS

Agudín S., Fernandez M., Guil F., Inogés J., Martínez M., and F. Silvestre. 2014. *Fomento de las poblaciones de conejos. Cap.7 In: San Miguel, A. (Coord.). 2ª Edición. Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.). Fundación CBD-Hábitat. Madrid.*

Arenas, A.J., Astorga, R.J., García, I., Varo, A., Huerta, B., Carbonero, A., Cadenas, R., Perea, A., 2006. *Captive Breeding of Wild Rabbits: Techniques and Population Dynamics. Journal of Wildlife Management* 70, 1801-1804.

[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1801:CBOWRT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1801:CBOWRT]2.0.CO;2)

Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., Moreno, S., Villafuerte, R., 2005. *Quarantine length and survival of translocated European wild rabbits. Journal of Wildlife Management* 69, 1063-1072.

[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069\[1063:QLASOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069[1063:QLASOT]2.0.CO;2)

D'Amico, M., Tablado, Z., Revilla, E., Palomares, F. 2014. *Free housing for declining populations: optimizing the provision of artificial breeding structures. Journal for Nature Conservation* 22, 369-376.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.006>

Encarnação, C., Sabino-Marques, H., Pinheiro, P., Célio Alves, Paulo, Mira, António. 2025 *Survival and space use of a restocked Iberian rabbit population in a semi-natural enclosure. Eur J Wildl Res* 71, 3 (2025).

<https://doi.org/10.1007/s10344-024-01881-5>

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guerrero-Casado, J.; Letty, J; Tortosa, F. S. 2013. *European rabbit restocking: a critical review in accordance with IUCN (1998) guidelines for re-introduction*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 2013, Vol. 36, Núm. 2, p. 177-185, <https://raco.cat/index.php/ABC/article/view/272208>

Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., S. Tortosa, F., 2013b. *The short-term effect of total predation exclusion on wild rabbit abundance in restocking plots*. *Acta Theriol* 58, 415-418. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0140-2>

Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Carpio, A.J., Tortosa, F.S., 2013c. *Factors affecting wild rabbit production in extensive breeding enclosures: how can we optimise efforts?* *World Rabbit Sci.* 21, 193-199. <https://doi.org/10.4995/wrs.2013.1259>

Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Ruiz-Aizpurua, L. and Tortosa, F.S. 2013d. *Restocking a keystone species in a biodiversity hotspot: Recovering the European rabbit on a landscape scale*. *Journal for Nature Conservation* 21: 444-448. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.006>

Guil, F., Higuero, R., Moreno-Opo, R., 2014. *European wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) restocking: Effects on abundance and spatial distribution*. *European Wild Rabbit Restocking*. *Wildl. Soc. Bull.* 38, 524-529. <https://doi.org/10.1002/wsb.440>

Guzmán, J.N., Moro, J., Fernández, P., Pérez de Ayala, R., Carrasco, R., García, F.J. y Narváez, E. 2012. *Recuperación de las poblaciones de conejo de monte y de territorios de lince ibérico en los montes Lugar Nuvo y Selladores-Contadero, Andújar (Jaén)*. Serie Técnica Naturaleza y Parques Nacionales del O.A.P.N. Series Especies Amenazadas

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. [Trujillo, febrero 2023](#).

Myers, K., and Poole, W.E. 1963. *A study of the biology of the wild rabbit, Oryctolagus cuniculus L. in confined populations*. *Journal of Applied Ecology*, 51: 435-451.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Rouco, C., Ferreras, P., Castro, F., Villafuerte, R., 2008. *The effect of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits*. *Wildl. Res.* 35, 625. <https://doi.org/10.1071/WR07151>

Ruiz-Aizpurua, L., Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Tortosa, F.S., 2014. *High rabbit abundance proves detrimental to productivity in European rabbit (Oryctolagus cuniculus L.) restocking enclosures*. *World Rabbit Science* 22, 186. <http://dx.doi.org/10.4995/wrs.2014.1668>

San Miguel, A. (Coord.). 2014. 2ª Edición. *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat. Madrid.

Silvestre F. 2005 (1ª reimp.). *Repoblaciones con conejos*. In: *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Madrid. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente. p. 253-278.

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo, 2024.

Villafuerte R. 2022. *Caracterización genética de poblaciones de conejos en zonas de daños a cultivos en Castilla-La Mancha (R. Villafuerte, IESA-CSIC)*. Expediente (PICOS)/SSCC.EN/111/21 Informe final. Septiembre 2022. Consejería Desarrollo Sostenible, Castilla La Mancha.

WWF España, 2017. *El conejo silvestre en España*. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Cap. 2.2.5, *cercas de exclusão*. Proyecto SOS Conejo. <https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.4>.

WWF España, 2017b. *Análisis históricos de la evolución de las poblaciones de conejo silvestre (Oryctolagus cuniculus) en los cercados de reintroducción de WWF en la Sierra de Andújar*. <https://conejowwf.es/wp-content/uploads/2017/04/15-aos-de-WWF-reintroduciendo-conejos.pdf>

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 50. Uma técnica específica comparada com o repovoamento “aberto” são as cercas in situ, que podem criar populações de coelhos de alta densidade (foto FCBDH & OAPN-Quintos de Mora).



Figura 51. As cercas com introduções de coelhos reduzem a dispersão inicial, diminuem a concorrência com os ungulados, protegem contra a predação, facilitam a gestão e favorecem a criação de marouços, sementeiras, zonas de pastagens naturais ou comedouros. Observe-se a malha metálica na parte de trás do marco (foto FCBDH & OAPN-Quintos de Mora).

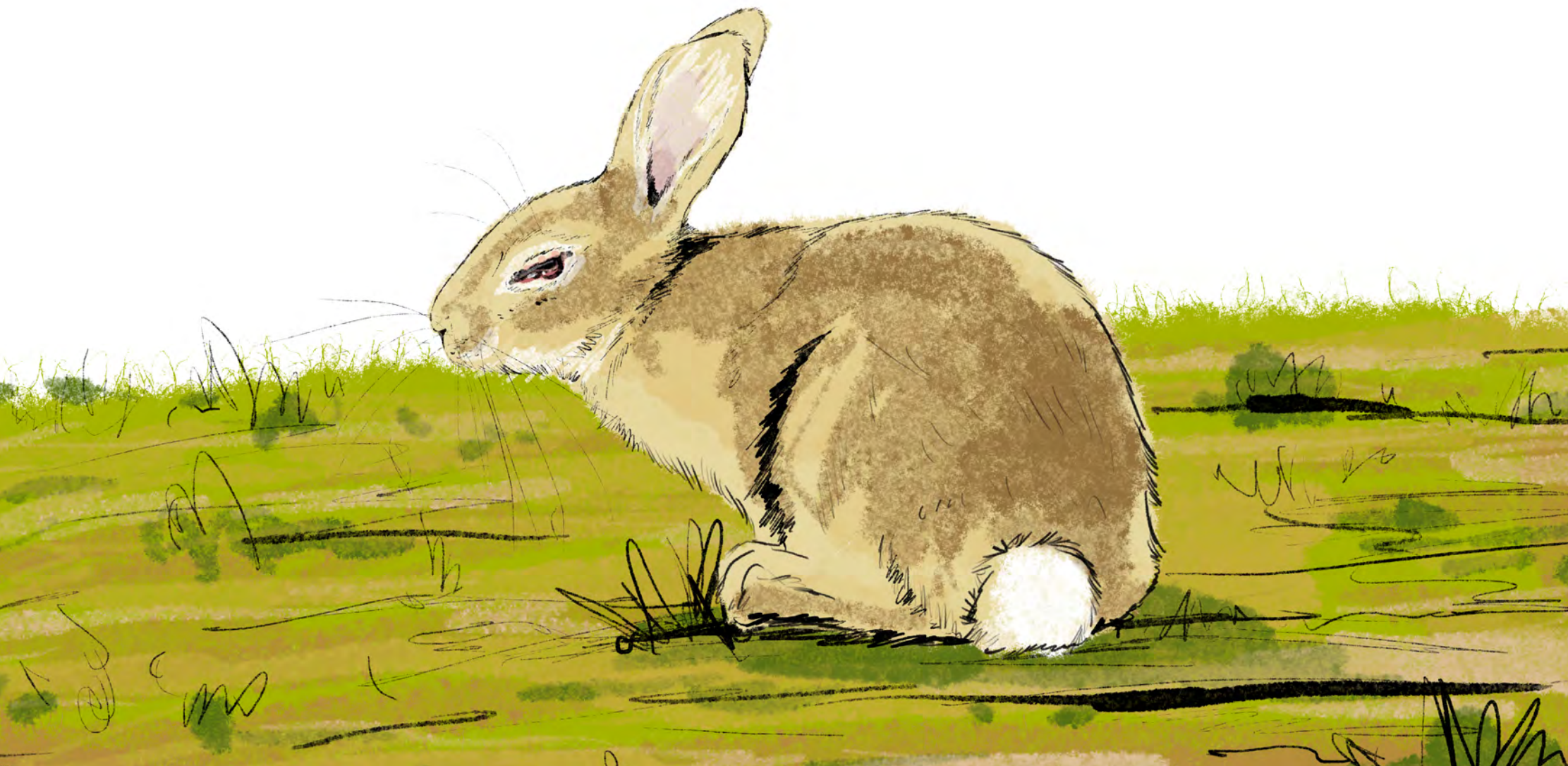


Figura 52. Um complemento ou alternativa às “cercas de exclusão” são os pastores elétricos (foto FCBDH).

Capítulo 4.1.

MEDIDAS SANITÁRIAS

Doenças e vacinações



Capítulo 4.1.

MEDIDAS SANITÁRIAS

Doenças e vacinações

OBJETIVOS

- Prevenção de duas doenças virais do coelho-bravo: mixomatose e doença hemorrágica viral.
- Atenuar o declínio das populações de coelho-bravo através da gestão sanitária e das **vacinações**.
- Melhorar a abundância e a distribuição do coelho como espécie presa e a produtividade dos predadores especializados ameaçados.
- Promover os recursos cinegéticos e melhorar os *habitats* das reservas de caça de Espanha e das zonas de caça de Portugal.
- Considerar algumas sinergias para a prevenção de danos agrícolas em caso de surtos de doenças.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

Os aspetos epidemiológicos das principais doenças do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*, L.) são de extrema importância para a viabilidade das populações ibéricas. O coelho é capaz de resistir à forte pressão dos ecossistemas mediterrânicos, aos predadores e à caça, graças à sua adaptabilidade e à sua elevada produtividade. No entanto, o cenário ibérico alterou-se na década de 1950. XX com a chegada da mixomatose (vírus do mixoma, MV) que reduziu as populações de coelhos até 90%. Quando parecia que as populações estavam a recuperar, a doença hemorrágica viral do coelho (EHV, RHD ou Rabbit Haemorrhagic Disease)

apareceu no final dos anos 80 e causou mortalidades de 50-80% (Villa-fuerte *et al.*, 1995; Argüello *et al.*, 1998; Santoro *et al.*, 2023). Posteriormente, surgiu uma estirpe diferente de EHV em 2011 (Le Gall-Reculé *et al.*, 2011; Abrantes *et al.*, 2013; Lavazza & Cooke, 2018).

Em contrapartida, nos casos em que os coelhos são invasores e pragas fora da sua área de distribuição nativa, as doenças virais têm sido utilizadas como arma biológica. Nestes países, tal como acontece com outras espécies invasoras, é uma das principais causas da extinção da biodiversidade autóctone. Por conseguinte, grande parte da literatura científica e técnica sobre as doenças dos coelhos provém de locais onde se trata de uma espécie alóctone (Cooke *et al.*, 2018). Na UE, em Espanha e em Portugal, a introdução deliberada de agentes infecciosos é ilegal e punível.

Na Península Ibérica, a vacinação é utilizada como medida de prevenção das duas doenças acima referidas, para atenuar o declínio das populações *in situ* e nas reintroduções. No entanto, os *habitats*, a predação, a caça e as doenças modulam as populações de forma multifatorial, o que complica muito a sua gestão. Por conseguinte, a luta contra as doenças do coelho-bravo deve incluir planos integrados de monitorização e vigilância sanitária (LIFE Iberconejo, 2023).

Outras doenças bacterianas e parasitárias podem afetar os coelhos, como a coccidiose, a salmonelose, a pasteurelose, a sarna ou a anaplasmoze (por *Anaplasma bovis*), entre outras. Algumas destas doenças são zoonóticas, como a tularémia e a leishmaniose³⁸. Existem também outros parasitas sem provas de um impacto populacional significativo nos coelhos.

³⁸ Na **leishmaniose**, o envolvimento de coelhos selvagens na transmissão da doença aos seres humanos foi uma descoberta importante. A prevalência em coelhos e lebres foi significativamente maior do que a prevalência em gatos, 22%, 22% e 7,7%, respetivamente (Chicharro *et al.*, 2017). A prevalência de *Leishmania infantum* e a densidade da infeção em coelhos selvagens podem ser muito elevadas. Foi detectada uma grande variabilidade genotípica do parasita em coelhos e estes genótipos também se encontram a infetar seres humanos, cães e flebótomos. Por conseguinte, os coelhos selvagens podem ser um reservatório efetivo de *L. infantum* (Martín-Sánchez *et al.*, 2024). Os surtos registados no sul da Comunidade de Madrid desde 2010 demonstram-no.

Vários outros vírus podem também afetar esta espécie, incluindo o herpesvírus, o rotavírus, o adenovírus, o coronavírus, o paramixovírus e, recentemente, o flavivírus (vírus do Nilo Ocidental), entre outros. No entanto, o impacto exato de alguns destes vírus, tanto a nível individual como populacional, não está totalmente estudado ou compreendido. Em alguns casos, os coelhos não parecem desempenhar um papel importante na epidemiologia, mas poderiam servir de sentinela para a monitorização do vírus nos ecossistemas mediterrânicos ibéricos. Além disso, sabe-se que há uma maior incidência de co-infecções envolvendo os vírus MV e RHDV2 (27,8%); foram encontradas infeções virais triplas e quádruplas, e foram detetados herpesvírus e rotavírus coexistentes com outros agentes patogénicos virais (Duarte *et al.*, 2025).

Mixomatose

A mixomatose surgiu na Península Ibérica em 1954. O vírus é originário dos coelhos americanos do género *Sylvilagus*, que não mata. Os vírus presentes em Espanha e Portugal provêm de uma estirpe original denominada *Lausanne*, que foi isolada na América do Sul e libertada na Austrália na década de 1950 para controlo da população, causando uma mortalidade de até 99%. Em 1950, o vírus foi deliberadamente introduzido em França, a partir de onde se propagou por toda a Europa e dizimou populações até 90%. O vírus mixoma (MV, família Poxviridae, género *Leporipoxvirus*) é constituído por um genoma de DNA, com baixa variabilidade, e a família compreende os maiores e mais complexos vírus animais conhecidos (Alda *et al.*, 2014).

Em 1955, o MV tinha-se espalhado por quase todas as províncias espanholas e distritos portugueses, causando elevadas taxas de mortalidade, embora mais tarde tenham aparecido outras estirpes menos virulentas do que a inicial.

Existem várias formas de desenvolvimento da doença: aguda, sub-aguda e crónica. As duas primeiras são mais virulentas e variam na sintomatologia, mas não na mortalidade final, enquanto a terceira é típica de

populações que tiveram um contacto prolongado com a doença. Em relação aos sinais clínicos, foram descritas duas formas diferentes: a forma clássica ou nodular, transmitida por insetos; e a mixomatose atípica ou forma respiratória com transmissão por contacto, sem vetores de transmissão (insetos).

Na forma clássica, a doença começa com uma lesão nodular no ponto de inoculação (mixoma primário, produzido por picadas de insetos), desenvolvendo outros nódulos ou mixomas em áreas distais do corpo à medida que o vírus se espalha através do sangue ou do sistema linfático (mixomas secundários), edema (nas pálpebras, cabeça, região perianal) e a conspícua conjuntivite com pus e inchaço das pálpebras. É facilmente identificável e os coelhos sintomáticos não deveriam ser libertados aquando do repovoamento.

A via mais eficaz de infeção é através de artrópodes hematófagos (pulgas e mosquitos), embora o vírus também possa ser transmitido por contacto direto. A época de maior incidência é quando ambos os grupos de artrópodes apresentam os seus picos populacionais máximos: primavera (pulgas) e verão (mosquitos). A morte ocorre, dependendo da virulência da estirpe, entre 9 e 35 dias após a infeção.

A doença pode afetar pessoas de qualquer idade, mas os adultos desenvolvem formas crónicas menos graves do que os jovens. Estes últimos desenvolvem casos agudos com elevada mortalidade, exceto no caso dos jovens que adquirem anticorpos através da lactação materna e ficam parcialmente imunizados.

Embora a mixomatose continue a causar mortes diretas, as mortes indiretas são muito mais importantes devido à seleção natural por predadores (WWF Espanha, 2017).

Alguns modelos epidemiológicos e de co-evolução coelho-vírus explicam como as oscilações na incidência se devem ao aparecimento de estirpes de vírus atenuadas após uma infeção inicial com estirpes al-

tamente virulentas. Este declínio e a pressão seletiva permitiram que os coelhos desenvolvessem resistência ao vírus e, com o aumento da resistência, a virulência voltou a aumentar (Alda *et al.*, 2014).

A mixomatose tornou-se agora endêmica e a sua virulência está a diminuir. Os coelhos desenvolveram uma certa imunidade, pelo que a mortalidade é causada principalmente por fatores indiretos associados: predação, falta de visão, má nutrição e agentes infecciosos oportunistas ou secundários.

Além disso, foram descritos casos de mixomatose em lebres ibéricas (*Lepus granatensis*) desde 2018 em Espanha e Portugal. Após esse período, a doença foi detetada em 9 CCAA de Espanha³⁹ e numa grande parte do território continental português (Carvalho *et al.*, 2020).

Doença hemorrágico-viral dos coelhos

A doença hemorrágico-viral do coelho (EHV, EHC ou RHD) atingiu a Península Ibérica em 1988. Foi detetada em 1984 na China, espalhou-se por toda a Ásia e já estava na Europa em 1988. No entanto, estudos filogenéticos e serológicos mostraram que o vírus RHDV já se encontrava numa forma não virulenta em coelhos europeus. Embora a China tenha sido o primeiro caso registado de vírus altamente virulento, não foi a única fonte de propagação, tendo o RHDV surgido em diferentes ocasiões e em diferentes locais (Alda *et al.*, 2014). Posteriormente, a RHD foi introduzida artificialmente como método de controlo em países onde os coelhos são invasivos. Assim, as populações australianas sofreram um declínio de 95%, e encontravam-se, no início do século XXI a níveis de cerca de 20% em relação aos registados antes do início da doença (Cooke, 2002).

O vírus RHDV é transmitido por via aérea, direta ou fecal-oral; e os ani-

mais podem ser infectados por contacto com cadáveres ou por moscas necrófagas que se alimentam desses cadáveres. Provoca uma insuficiência multi-orgânica que leva à congestão e hemorragia em vários órgãos internos, principalmente no fígado. Tem um curso muito rápido e é quase sempre fatal. As taxas de mortalidade foram estimadas em cerca de 75% em apenas 3 meses após a entrada da doença na Península Ibérica (Villafuerte *et al.*, 1995). No entanto, em algumas estirpes, os coelhos jovens sofrem uma forma menos grave, pelo que a mortalidade é reduzida. Os coelhos podem adquirir imunidade limitada através da lactação (6-8 semanas de imunidade) ou se sobreviverem (imunidade de um ano). As populações densas mantêm geralmente níveis mais elevados de anticorpos contra o EHV (Alda *et al.*, 2014).

Os surtos têm uma sazonalidade marcada, com picos durante a época de reprodução, de novembro a maio (Rouco *et al.*, 2017). No entanto, algumas populações ibéricas com densidades elevadas recuperaram melhor do que outras com densidades mais baixas (WWF Espanha, 2017). O primeiro surto em 1988 causou um declínio populacional de pelo menos 53%, afetando a maioria das regiões espanholas; e a tendência positiva observada posteriormente terminou com o segundo surto (com uma nova estirpe, RHDVb em 2011), embora não pareça ter causado um declínio generalizado. Em contrapartida, foi encontrada uma variabilidade regional, com algumas populações a aumentar e outras a diminuir (Santoro *et al.*, 2023).

A doença apresenta-se com morte súbita e sem sintomas aparentes (forma sobre-aguda), com sintomas exteriores (forma aguda) ou com sobrevivência (forma subclínica). Os sintomas são menos evidentes do que na mixomatose, mas ocasionalmente podem ser observadas na necropsia hemorragias no nariz, boca e região anal, resultantes de hemorragias internas e pulmonares.

O RHDV pertence à família Caliciviridae, os viriões têm um genoma de ARN e têm uma elevada taxa de mutação. Foram descritas diferentes estirpes, com diferentes distribuições geográficas e virulência. Os gru-

³⁹ A taxa média de mortalidade aparente foi de 55,4% (mediana): 70%. Os resultados indicaram uma elevada suscetibilidade da lebre ibérica à infeção (García-Bocanegra *et al.*, 2020).

pos presentes em cada área não se mantêm ao longo do tempo, extinguem-se e surgem novos grupos, derivados ou devido à chegada de novas estirpes de outros locais. Não existe uma relação geográfica entre os vírus dos diferentes grupos, nem existem diferenças significativas entre os vírus encontrados em animais saudáveis, doentes, selvagens ou domésticos. Isto indica que os movimentos artificiais dos coelhos são possivelmente responsáveis pela enorme variedade (Alda *et al.*, 2014). Por conseguinte, é particularmente importante não translocar coelhos de locais distantes devido à exposição a estirpes diferentes.

Existem modelos que prevêem a dinâmica da população face a uma epidemia do vírus RHDV original (Calvete, 2006b). Estes modelos mostraram que a doença não afetava todas as populações da mesma forma. Assim, em populações de *elevada densidade*, o vírus circula muito rapidamente e os coelhos são imunizados numa idade precoce, quando a doença não os afetava tanto. Em populações de *baixa* densidade, os vírus não podem ser transmitidos eficazmente, pelo que o impacto da doença é também reduzido. No entanto, o maior impacto foi sofrido pelas populações com densidades *médias*, onde o vírus foi capaz de ser transmitido entre indivíduos, mas estes foram infetados em idades mais avançadas, quando a doença é letal (Calvete, 2006, 2006b). Por conseguinte, o contágio direto é ou foi dependente da densidade. Assim, a doença parece estar associada ao recrutamento de jovens para a população, com a maior incidência a ocorrer no final do inverno e no início da primavera.

Uma nova **estirpe** (RHDVb, RHDV2 ou RHDc), originária de França, surgiu em 2011-2012 na Península Ibérica, o que voltou a complicar o cenário (Calvete *et al.*, 2014; Delibes-Mateos *et al.*, 2014b; Lopes *et al.*, 2015). O aparecimento desta nova estirpe afeta todos os grupos etários (jovens, juvenis e adultos), alterando o padrão anterior. A mortalidade associada à nova estirpe tem sido muito elevada e os animais vacinados contra a estirpe clássica de RHD não desenvolvem defesas úteis.

Por último, devem também ser consideradas as interações entre o EHV e a mixomatose (Barnett *et al.*, 2018) e os casos frequentes de co-infecção (Carvalho *et al.*, 2020b; Duarte *et al.*, 2025).

Gestão das doenças virais

As vacinas são instrumentos básicos associados às translocações e, em menor grau, à gestão das populações naturais. São necessárias para evitar a propagação de agentes patogénicos de um local para outro, mas as campanhas de vacinação são dispendiosas, têm de afetar uma grande percentagem da população e só são eficazes a curto prazo.

Por vezes, são consideradas ineficazes para utilização em reintroduções e no terreno, uma vez que os métodos de captura implicam stress e mortalidades mais elevadas do que as causadas pelas próprias doenças (Letty *et al.*, 2000). Outros autores estabeleceram um efeito negativo da vacinação, especialmente uma maior mortalidade durante os primeiros dias. Os coelhos têm de ser capturados de alguma forma, por vezes com furões, cujos efeitos (por vezes invisíveis) têm de ser adicionados aos efeitos secundários da vacinação. Este facto lança dúvidas sobre o efeito benéfico da vacinação (Calvete, 2006b). Como alternativa, foram testadas vacinas de [auto-propagação](#) com vírus recombinantes (Torres *et al.*, 2000), não autorizadas pela Agência Europeia de Medicamentos (EMA), ou vacinadores automáticos de armadilha (Injectramp[®], Muñoz, 2012), difíceis de utilizar no terreno.

Por vezes, considera-se que a vacinação não deve ser efetuada no caso de reintroduções com populações de dadores com elevada incidência de doenças (Silvestre, 2005). Dentro de uma mesma herdade ou área, não seria necessária a vacinação, o stress para os coelhos seria minimizado, a livre circulação do vírus e, por conseguinte, a imunização natural seria favorecida. Foi também recomendado que, nos três anos seguintes a uma translocação, sejam reintroduzidos exemplares de reforço (obviamente provenientes de populações adequadas em termos de proxi-

midade, genética e sanidade), de modo a conseguir a fixação de cerca de 6 indivíduos reprodutores por núcleo, uma vez que tal favorecerá a circulação natural dos vírus (Alda *et al.*, 2014).

O papel negativo dos humanos na deslocação de populações distantes com estirpes diferentes pode ser considerável (WWF Espanha, 2017). No caso da RHD, foi demonstrado que o repovoamento desempenha um papel importante na dispersão (Alda *et al.*, 2014). Além disso, considera-se que as populações (e os repovoamentos) devem estar em contacto com os vírus, de modo a não sofrerem mortalidades elevadas quando as doenças penetram acidentalmente (Silvestre, 2005). Além disso, as campanhas de vacinação generalizadas no terreno não parecem ser práticas, uma vez que têm de atingir uma elevada proporção da população, ser mantidas anualmente e testar a eficácia de potenciais estirpes (WWF Espanha, 2017).

Atualmente, é a RHD que molda a dinâmica das populações de coelhos em Espanha e Portugal, e altera a dinâmica das teias alimentares (Monterroso *et al.*, 2016). Elevadas abundâncias de coelhos favorecem a transmissão do vírus, e estas populações têm sido mantidas ou recuperadas após surtos de RHD, talvez porque mantêm níveis elevados de anticorpos (Cotilla *et al.*, 2010). Por isso, uma proposta prática no terreno é a promoção de núcleos de alta densidade, onde o vírus circula constantemente e o número de coelhos imunizados é maior (WWF Espanha, 2017; LIFE Iberconejo, 2023).

Note-se também que o RHDV pode ser transmitido dos coelhos para outras espécies, como os ratos simpátricos, o que pode levar a uma infeção cruzada e à geração de imunidade. Além disso, é possível que exista uma relação ecológica no aumento da resistência da RHD noutras espécies, ou que exista em formas menos letais. A manutenção de comunidades de pequenos herbívoros poderá ser um fator importante no equilíbrio entre os coelhos e a RHD (LIFE Iberconejo, 2023).

Além disso, os coelhos-bravos são hospedeiros de uma variedade de parasitas internos e externos, mas a composição varia consoante a distribuição geográfica, o sexo e a idade. A desparasitação para prevenir os vetores através do tratamento de coelhos capturados ou enterrados não tem efeito significativo.

Por último, destacar a **gestão adaptativa para a prevenção dos danos** causados pelos coelhos na agricultura. Para este caso especial, os surtos naturais de doenças podem ser benéficos, a fim de aplicar medidas preventivas e de controlo em conjunto, com um efeito sinérgico (PreveCo, 2021), como acontece quando a espécie é invasora (Cooke, 2014). A mixomatose e a RHD são sazonais e altamente prevalentes, e a sazonalidade da RHD no inverno, com uma maior presença de adultos, torna-o o período adequado para a implementação de medidas preventivas. Nestas superpopulações, as prevalências de doenças são muito elevadas e, obviamente, a vacinação não é praticada.

Monitorização sanitária

O objetivo geral é monitorizar a situação epidemiológica e os efeitos das doenças do coelho. Em Espanha, existe o *Plano Nacional de Vigilância Sanitária* ([PNVS](#)) para a Fauna Selvagem, e Portugal conta com uma aplicação de *Notificação Imediata de Mortalidade de Animais Selvagens* ([ANIMAS](#)). Os objetivos específicos incluem o estabelecimento de protocolos ibéricos passivos e ativos comuns para a deteção de doenças e de métodos normalizados de deteção de anticorpos para a comparação de resultados. Este controlo baseia-se na vigilância epidemiológica [ativa e passiva](#).

O objetivo da **vigilância passiva** é identificar e caracterizar as estirpes de MV e RHDV, detetar novas variantes e adaptar a gestão. Permite igualmente prever a gravidade dos surtos e a distribuição geográfica e temporal das doenças. Trata-se de uma monitorização oportunista, em que as amostras são recolhidas à medida que são encontrados animais sintomáticos, doentes ou mortos. O PNVS e a ANIMAS servem de base

para a vigilância passiva em Espanha e Portugal, embora apresentem deficiências em termos de cobertura geográfica ou de aplicação.

O objetivo da **vigilância ativa** é quantificar a prevalência serológica e o grau de imunidade das populações, bem como realizar uma avaliação clínica dos animais e obter amostras para estudos posteriores. A seroprevalência está relacionada com a dinâmica da população, o que tem implicações para a gestão. No entanto, esta vigilância ativa só está em vigor em algumas regiões. Propõe-se uma vigilância ativa baseada na serologia, com amostras de sangue colhidas com papéis especiais de blotting, que podem ser realizadas por pessoal não especializado, geralmente caçadores, e mantidas à temperatura ambiente até serem enviadas para o laboratório. Os inquéritos serológicos em grande escala, facilitados pela colheita de amostras de sangue seco (DBS), permitem monitorizar as seroprevalências de MV e RHDV2 e são uma estratégia de amostragem adequada (Ferreira-e-Silva *et al.*, 2025).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Captura, manuseamento (armadilhas, gaiolas, pistolas de vacinação ou seringas com agulhas, vacinas de dois tipos) e materiais de avaliação (coleiras de rastreio de rádio, ganchos auriculares e alicates de corte de amostras de tecido).

Para a mixomatose, existem dois tipos de **vacinas**:

- Vacinas homólogas: derivadas do vírus MV, com uma eficácia de aproximadamente 90%, mas com possíveis efeitos secundários fortes, predispondo os coelhos à predação.
- Vacinas heterólogas: obtidas a partir de um vírus semelhante mas menos patogénico (fibroma de Shope). A sua eficácia é de 60-70%,

mas os efeitos secundários também são menores. No trabalho de campo, são mais recomendáveis (Calvete *et al.*, 2004, 2004b).

O tempo de imunização destas vacinas é limitado, inferior a 1 ano, e não são transmissíveis à descendência, pelo que seria necessário revacinar periodicamente uma elevada proporção da população (anualmente para a homóloga e bianualmente para a heteróloga). Além disso, o rendimento das vacinações durante os meses mais quentes é menor, uma vez que a suscetibilidade do coelho ao vírus da vacina diminui.

- Para a doença hemorrágica viral (RDH), é utilizada uma vacina inativada (e não o vírus vivo como para a MV), com poucos efeitos secundários e uma eficácia de 80-90%. Está disponível uma vacina recombinante conjunta contra a estirpe clássica do RHDV e a variante RHDV2.

Época de realização e condicionantes

Em princípio, possibilidade durante todo o ano, embora condicionada por:

- Autorizações administrativas com condições legais, tanto em Espanha como em Portugal. As vacinas são geralmente obrigatórias para as **reintroduções**, embora existam diferenças regionais. As guias de transporte veterinário normalmente exigem-no e deve ser aprovado nos Planos de Ordenamento Cinegético (POC) ou técnico ou *Plano de Ordenamento e Exploração Cinegética*.
- Do mesmo modo, a vacinação das **populações no terreno** deve ser incluída nos planos técnicos e comunicada às administrações competentes.
- As condições de armadilhagem e de gestão de uma espécie selvagem: resultados da vigilância epidemiológica, logística, clima, épocas de reprodução e picos populacionais, etc.

Pormenores de execução

- Desenvolver planos **integrados de vigilância da saúde**, incluindo a vigilância ativa, passiva e de base populacional.
- Se possível, análise de amostras de sangue para deteção de anticorpos e prevalência (monitorização ativa). Prevalências acima de 60% em ambas as doenças podem ser adequadas⁴⁰, uma vez que as populações de abundância média-alta têm aproximadamente 60% de prevalência de anticorpos em comparação com 45% em populações de baixa abundância (García-Bocanegra *et al.*, 2010).
- No caso da mixomatose, os coelhos recém-nascidos e juvenis são mais suscetíveis, com 19% e 16% de seropositividade, e os adultos estariam mais protegidos, com 65%. A seroprevalência tendeu a ser mais elevada em populações de elevada abundância. Não foram detetadas diferenças entre as duas subespécies (Villafuerte *et al.*, 2017).
- No caso da doença hemorrágica viral, é preferível comunicar uma prevalência de 40% de anticorpos, o que estaria relacionado com tendências populacionais positivas (embora associadas à estirpe antiga ou RHDV1) (Cotilla *et al.*, 2010).
- Sem estimar uma seroprevalência limite exata, resultados recentes mostram que a 20% de seroprevalência há fortes surtos, enquanto a 80% o surto termina (Jiménez-Ruiz *et al.*, 2023).
- A presença de anticorpos, quer seja por vacinação ou por infeção natural, protege contra a doença.
- Ainda não existem ferramentas para intervir na circulação dos vírus. A vacinação é eficaz, mesmo no início dos surtos, mas faltam mecanismos para o fazer em grandes proporções, pelo que é por vezes desencorajada, embora existam restrições legais. Se for esse o caso, a vacinação deve ser efetuada antes dos surtos anuais.

- Recomenda-se a utilização de pistolas de vacinação, seringas concebidas para a vacinação em massa, com mudança frequente da agulha (de 5 em 5 animais). No caso de seringas, as agulhas devem ser mudadas entre indivíduos para evitar a transmissão de agentes patogénicos, incluindo a mixomatose.
- Numa densidade populacional baixa, é provável que o número de indivíduos vacinados seja inferior à proporção necessária.
- O efeito da imunização depende da classe etária e da condição corporal, sendo preferível vacinar os juvenis. Verifica-se uma mortalidade mais elevada nos animais vacinados em mau estado corporal, sendo este efeito maior nos juvenis.
- A mixomatose pode ser identificada visualmente (conjuntivite, edema das pálpebras, da cabeça ou perianal). A RHD é menos evidente, mas pode ser identificada por sangue no nariz, boca e região anal, ou hemorragias internas (detetáveis quando o cadáver é aberto).
- A **doença hemorrágica viral** é altamente patogénica em indivíduos seronegativos, com maior virulência em juvenis, fêmeas e adultos. A sazonalidade situa-se geralmente no inverno. É aguda, quase fatal e altamente contagiosa.
- A **mixomatose** tem uma virulência baixa, mas causa uma mortalidade significativa devido à predação e aos efeitos secundários. Pode afetar todas as qualquer idade, embora os adultos desenvolvam formas crónicas menos virulentas do que os jovens. A sazonalidade situa-se geralmente no verão.
- As duas doenças “complementam-se”, afetando em momentos diferentes e em classes etárias diferentes.
- Atualmente, é a RHD que modela a dinâmica das populações.
- Não foram identificadas diferenças entre as duas subespécies de

40 Dr. C. Rouco, comunicação pessoal, 31-8-2024 & Dr. N. Santos, comunicação pessoal, 08-11-2024.

coelhos-bravos ibéricos na prevalência da doença ou na afetividade; mas foram identificadas diferenças em função da densidade populacional: quanto maior a densidade, maior a seroprevalência.

- Uma estratégia possível para a proteção das unidades populacionais seria a aplicação de ações de promoção que resultem em populações saudáveis e estáveis.
- É aconselhável ter como objetivo uma seroprevalência geral com circulação natural do vírus.
- A **percepção social** indica que a vacinação, principalmente para a doença hemorrágica viral, é a medida considerada mais relevante para aumentar as populações em áreas de escassez. No entanto, existem muitas dúvidas quanto à eficácia das vacinas devido à sua dificuldade de administração e ao seu elevado custo (IESA-C-SIC, 2024).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Uma medida foi identificada como elegível para financiamento no âmbito da PAC: a vacinação (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, a vacinação de coelhos-bravos pode ser elegível para financiamento da PAC (2023-27), ao abrigo do pilar II, com três intervenções PEPAC, dois investimentos não produtivos e um investimento de cooperação, todos a nível regional (**Tabela 34**).

Tabela 34. Intervenções da PAC em Espanha para a medida de vacinação

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção da PEPAC para a vacinação
6844	Investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à atenuação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficiente dos recursos naturais e à biodiversidade
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	3

São possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos FEDER (em 11 CCAA) e LIFE.

Em **Portugal**, a vacinação de coelhos-bravos pode ser elegível para financiamento da PAC (2023-27), ao abrigo do Pilar II, através de uma única intervenção PEPAC, aplicável nos 18 distritos continentais (**Tabela 35**):

Tabela 35. Intervenções da PAC em Portugal para a medida de vacinação

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção da PEPAC para a vacinação
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
TOTAL	1

Preços unitários antes de impostos

De um ponto de vista económico, as vacinações são medidas dispendiosas, especialmente se forem incluídas no repovoamento, e não são compensadas ao longo do tempo, uma vez que têm de ser repetidas de 6 em 6 ou de 12 em 12 meses, dependendo do tipo.

Tabela 36. Preços da medida de vacinação e vigilância das doenças virais

€	Unidade	Conceito
250-310€	Jor.	Material de captura (armadilha ou caça com furão). Uma equipa de 2 caçadores com pelo menos 2 furões e 24 sub-capas (o número pode ser condicionado pelas autorizações).
39,5€	200	Vacinas heterólogas para a mixomatose , em lotes de 25 doses.
221€	200	Vacinas inativas contra as 2 estirpes da doença hemorrágica viral (estirpe clássica e estirpe variante RHDV2) em emulsão injetável, em lotes de 40 doses, e uma vacina mista para utilização em clínicas de animais de companhia (myxo-rhd, 5 doses por 66€) não consideradas para trabalho de campo.
9€	400	Conjunto de 100 seringas e 400 agulhas hipodérmicas subcutâneas, descartáveis, cor de laranja (25G, 0,5 x 40 mm. 0.5 x 25 mm. 0.5 x 16 mm).
104€	2	Em alternativa, 2 pistolas de vacinação (mais dispendiosas, mas permitem injeções intradérmicas rápidas sem agulha, utilizando um sistema de acionamento instantâneo da pressão). A dosagem progressiva e o frasco de medicamento podem ser montados na seringa, de modo a que a seringa se encha sozinha.
25€	un.	Outros materiais sanitários (desinfetante, antisséptico, gotas para os olhos, gaze, luvas de látex, etc.).
156€	60	Manchas de sangue secas (dried blood spots, DBS) ou cartões Whatman® de conservação de proteínas para a recolha de amostras de sangue (e.g., na caça menor).
215-351€	120	Kits de laboratório ELISA (ensaio de imunoabsorção enzimática) para detetar anticorpos no sangue para as duas doenças virais.
30€	60	Marcas auriculares para monitorizar e avaliar a vacinação e a sobrevivência de 30% de uma reintrodução.
9.000€	60	Rádio-colaes UHF mini 50 gr para controlo e avaliação da vacinação e da sobrevivência de 30% de uma reintrodução. Aprox. 150 € / un.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024). E.g., vacinas inativadas contra as duas estirpes da doença hemorrágica viral ~ 150€ em Portugal.

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Os vírus da mixomatose e da doença hemorrágica viral são os vírus que causaram as taxas de mortalidade mais elevadas nas populações de coelho-bravo na Península Ibérica (Villafuerte *et al.*, 1995).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou doze estudos⁴¹ (observacionais, experimentais, mistos e de modelação) todos na área de distribuição original do coelho-bravo, que avaliaram diferentes aspetos de vacinação e doenças, focados na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023):

Cinco estudos em Espanha e Portugal (dois observacionais, dois experimentais e um misto) avaliaram os **efeitos da vacinação** de coelhos. Três estudos registaram respostas populacionais positivas e a vacinação aumentou a sobrevivência (Calvete, 1999; Ferreira *et al.*, 2009; Jiménez-Ruiz *et al.*, 2023) e dois não encontraram qualquer efeito (Delibes-Mateos *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2014):

- Num estudo, a vacinação contra a doença hemorrágica viral e a mixomatose teve um efeito na redução da mortalidade, mas a eficácia foi parcialmente compensada por um aumento da predação. Por outro lado, a eficácia do controlo dos predadores é parcialmente compensada pelo aumento da mortalidade devido à doença hemorrágica viral. Por conseguinte, foi recomendada a aplicação simultânea de ambas as medidas (Calvete, 1999).
- Noutro estudo, os indivíduos vacinados antes do surto tiveram uma taxa de sobrevivência mais elevada durante o surto do que os

41 Angulo, 2003; Cabezas *et al.*, 2006; Calvete, 1999; Calvete *et al.*, 2004; Calvete, 2006; Calvete, 2006b; Delibes-Mateos *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2014; García-Bocanegra *et al.*, 2010; Osácar *et al.*, 1996; Villafuerte *et al.*, 1995.

indivíduos não vacinados. Os indivíduos vacinados durante o surto tiveram uma sobrevivência inferior à dos indivíduos não vacinados, provavelmente devido ao efeito imunossupressor da vacina. A elevada densidade populacional facilitou a vacinação. Os resultados indicaram que apenas uma campanha de vacinação sistemática e dispendiosa, efetuada antes do surto anual de mixomatose, aumentaria a sobrevivência dos juvenis (Ferreira *et al.*, 2009).

- Dos dois trabalhos sem efeito detetado, um indicava que a gestão do *habitat* e a remoção de predadores eram as principais atividades associadas a alterações populacionais, enquanto os reforços ou *restocking* e a vacinação não tinham efeito significativo (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).
- Num trabalho adicional, a vacinação contra a RHD teve um efeito positivo na sobrevivência, a vacinação contra a mixomatose não teve um efeito significativo e a combinação de ambas teve um efeito mínimo (Ferreira *et al.*, 2014).
- Por último, um estudo observacional efetuado em Portugal em cercas de reprodução revelou que os coelhos vacinados no início do surto de doença hemorrágica viral tinham uma mortalidade 50% inferior à dos coelhos não vacinados. A mortalidade foi nula nos coelhos que já tinham anticorpos contra a doença hemorrágica viral, quer por vacinação prévia quer por infeção natural (Jiménez-Ruiz *et al.*, 2023).

Dois estudos (um experimental e outro de modelização) em Espanha (nordeste e sul) avaliaram os efeitos da **vacinação de populações de baixa densidade**. Um teve uma reação negativa da população e outro não teve qualquer efeito:

- Quando existe uma proporção baixa ou média de indivíduos seropositivos antes da vacinação, o que é típico em populações de baixa densidade, a vacinação leva a um crescimento populacional negativo (Calvete, 2006).

- Numa baixa densidade populacional, é pouco provável que o número de indivíduos vacinados atinja a proporção necessária para assegurar a imunidade através da transmissão horizontal de anticorpos (Ferreira *et al.*, 2009).

Além disso, dois estudos (experimental e de modelação) avaliaram os **efeitos da vacinação em adultos**. Ambos foram realizados em Espanha (nordeste), tendo respostas negativas da população e sem efeitos:

- A vacinação não teve um efeito significativo em indivíduos adultos, provavelmente devido ao facto de já terem sido expostos a ambas as doenças anteriormente (Calvete *et al.*, 2004).
- O efeito da imunização dependia da classe etária a que se destinava (Calvete, 2006).

Além disso, três estudos (experimentais e de modelação) avaliaram os **efeitos da vacinação em juvenis**. Os estudos foram realizados em Espanha (nordeste e sul), dois tiveram resultados positivos e um não teve qualquer efeito:

- Os juvenis não vacinados tiveram uma taxa de mortalidade superior à dos vacinados (Calvete *et al.*, 2004).
- Dado que o efeito dependia da classe etária, recomendava-se vacinar apenas os juvenis, uma vez que a vacinação dos adultos diminui a taxa de crescimento populacional (Calvete, 2006).
- A vacinação contra a mixomatose não teve um efeito significativo (Ferreira *et al.*, 2014).

Além disso, dois estudos experimentais em Espanha (sul e nordeste) avaliaram os efeitos de uma **boa condição corporal pré-vacinação**, e em ambos houve uma resposta positiva da população:

- A interação entre a vacinação e a condição corporal foi significativa, mostrando uma mortalidade mais elevada nos indivíduos vaci-

nados com uma condição corporal fraca, sendo este efeito maior nos juvenis (Calvete *et al.*, 2004).

- A intensidade da resposta imunitária após a vacinação foi determinada pela condição corporal, pelo que seria aconselhável vacinar apenas indivíduos em condições físicas favoráveis (Cabezas *et al.*, 2006).

Por outro lado, outros seis outros estudos, cinco observacionais e um de modelação, todos na área de distribuição original do coelho, aprofundaram a **epidemiologia e as condições que poderiam afetar os surtos de doenças**, centrando-se na Conservação ou Promoção do coelho-bravo.

Um estudo observacional no nordeste de Espanha avaliou os efeitos da **densidade elevada e da mortalidade por doença hemorrágica viral**:

- As populações com densidades elevadas antes da chegada da doença tiveram um maior grau de recuperação. Isto pode dever-se a múltiplos fatores (densidade, alimentação, clima, predação, caça e solo) (Villafrute *et al.*, 1995). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva da população (diminuição da mortalidade devido à elevada densidade populacional).

Outro estudo observacional no sul de Espanha avaliou os efeitos da **prevenção na incidência de parasitas e doenças**:

- A presença e abundância de coelhos foi positivamente associada ao grau de recuperação da mixomatose e da doença hemorrágica viral, e negativamente associada a medidas de gestão como translocações e prevenção de doenças e parasitas. Esta associação deve-se provavelmente ao facto de as ações terem sido realizadas em locais com uma baixa abundância inicial de coelhos. Entre as estratégias utilizadas estava a prevenção da incidência de parasitas e doenças. Nenhuma das estratégias estava significativamente

associada a um aumento a curto prazo da abundância da população. No entanto, o crescimento foi positivamente associado à abundância inicial dos indivíduos (Angulo, 2003). Por conseguinte, ou não houve resposta da população ou não surtiu efeito.

Além disso, um estudo de modelização no nordeste de Espanha avaliou os **efeitos da doença hemorrágica viral e a elevada capacidade de carga do ambiente** (Calvete, 2006b):

- Os resultados do modelo indicaram que o impacto do vírus depende da capacidade de carga do ambiente e da dinâmica populacional. O vírus teve um impacto maior nas populações localizadas em locais com uma capacidade de carga baixa ou média; e um impacto menor nas populações com uma densidade populacional elevada em *habitats* com uma capacidade de carga elevada. Isto deve-se ao facto de densidades mais elevadas reduzirem a idade de infeção, resultando numa mortalidade mais baixa. Por conseguinte, o aumento da capacidade de carga e da produtividade da população diminuiria o impacto da doença. No entanto, medidas baseadas num aumento temporário da densidade, tais como campanhas de vacinação, translocações e melhorias temporárias do *habitat* até uma capacidade de carga média, poderiam aumentar o impacto da doença (Calvete, 2006b). Por conseguinte, o aumento da capacidade de carga teve uma resposta positiva da população (diminuição da mortalidade).

Da mesma forma, um estudo observacional no sul de Espanha avaliou os **efeitos da mixomatose com a densidade de mosquitos, tratamentos inseticidas, presença de ovelhas, doença hemorrágica-viral e elevada pressão cinegética**:

- Foram identificados fatores de risco associados à infeção por mixomavírus: o outono, a elevada abundância de mosquitos, a atividade de reprodução, o tratamento inseticida dos marouços, a doença

hemorrágica viral, a elevada pressão de caça e a presença de ovelhas foram associados a uma elevada seropositividade (García-Bocanegra *et al.*, 2010). Por conseguinte, houve respostas negativas da população (a elevada densidade de mosquitos, os ovinos, o VHE e a caça aumentam a probabilidade de mixomatose).

Quanto à **desparasitação**, um trabalho, utilizando tratamentos de coelhos capturados ou em tocas, avaliou a desparasitação no nordeste de Espanha:

- Não se verificou um efeito apreciável sobre os coelhos ou seus vetores, talvez devido à elevada diversidade de espécies vetoras na Península Ibérica (Osácar *et al.*, 1996), e representa um custo elevado (WWF Espanha, 2017).

Por fim, um estudo observacional no sul de Espanha avaliou os efeitos do **lagovírus com uma elevada densidade de indivíduos, seropositividade à mixomatose e pontos de alimentação suplementar**:

- O risco de infeção por RHD aumentou com a densidade de coelhos, com seropositividade para mixomatose, em locais com alimentação suplementar, com temperatura máxima média entre 20 e 30 graus ou com precipitação acumulada superior a 600 mm. (García-Bocanegra *et al.*, 2011). Assim, registou-se uma resposta negativa da população (aumento da probabilidade de sofrer da doença).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Número de vacinações, tipos e percentagem (com tendência para 100% numa *reintrodução* de coelhos).
- Número de vacinações, tipos e percentagem (estimada com a % da densidade absoluta) numa população de coelhos no campo ou Unidade de gestão.

- Número de coelhos marcados (rastreo por rádio e marcas auriculares) para avaliação.

Indicadores específicos:

- Prevalência percentual (%) de duas doenças virais (MV, RHDV) e presença de anticorpos; antes e depois da vacinação ou de outros tratamentos ou medidas (por DBS e ELISA para anticorpos).
- Abundâncias relativas (densidades amostradas dentro e fora da área de controlo da reintrodução vacinada, por número de latrinas / km).
- Abundâncias absolutas (coelhos / ha estimados por *Distance sampling*) na Unidade de Gestão.

Indicadores de eficácia:

- Percentagem (%) de sobrevivência de coelhos vacinados e reintroduzidos, após o primeiro e os subsequentes surtos da doença, com avaliações de rastreio por rádio e marcação.
- Taxa de sobrevivência de uma população de coelho-bravo não reintroduzida ou de uma Unidade de gestão (embora seja difícil de estimar devido à interferência de outros fatores possíveis e à produtividade).
- Tendências nas abundâncias absolutas ou relativas dentro e fora das reintroduções ou populações com vacinação.

REFERÊNCIAS

- Abrantes, J., Lopes, A.M., Dalton, K.P., Melo, P., Correia, J.J., Ramada, M., Alves, P.C. and Esteves, P.J. 2013. New variant of rabbit hemorrhagic disease virus, Portugal, 2012-2013. *Emerging Infectious Diseases* 19: 1900-1992. Doi:[10.3201/eid1911.130908](https://doi.org/10.3201/eid1911.130908)
- Alda, F., Doadrio, I., Hernández M., Muñoz J., Silvestre F. 2014. *Gestión genética e inmunológica para el manejo de las traslocaciones y reintroducciones de conejo en España*. In: San Miguel, A. (Coord.). 2014. 2ª Edición. *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Fundación CBD-Hábitat. Madrid. http://www.iberlince.eu/images/docs/ManualLinceIberico_CBDH.pdf
- Angulo, E., 2003. *Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Capítulo 2: El uso de las estrategias múltiples para la gestión de la caza menor: implicaciones en la conservación natural. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Argüello, J.L., Llano, A., Pérez--Ordoyo, L.L. 1998. Enfermedad vírica hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria* 5(12): 645--650
- Barnett, Louise & Prowse, Thomas & Peacock, David & Mutze, Gregory & Sinclair, Ron & Kovalski, John & Cooke, Brian & Bradshaw, Corey. 2018. Previous exposure to myxoma virus reduces survival of European rabbits during outbreaks of rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Applied Ecology*. 55. [10.1111/1365-2664.13187](https://doi.org/10.1111/1365-2664.13187).
- Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S., 2006. Vaccination Success and Body Condition in the European Wild Rabbit: Applications for Conservation Strategies. *Journal of Wildlife Management* 70, 1125-1131. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1125:VSABC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1125:VSABC]2.0.CO;2)
- Calvete, C., 1999. *Tesis doctoral: Epidemiología de Enfermedad Hemorrágica (VHD) y mixomatosis en el conejo silvestre (Oryctolagus cuniculus L. 1758) en el valle medio del Ebro - Modelización de VHD y herramientas de gestión*. Universidad de Zaragoza, Zaragoza
- Calvete, C., Estrada, R., Osacar, J.J., Lucientes, J., Villafuerte, R., 2004. Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral hemorrhagic disease (VHD) on the survival of European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management* 68, 198-205
- Calvete, C., Estrada, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., Villafuerte, R., 2004b. Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease and myxomatosis on long-term mortality rates of European wild rabbits. *The Veterinary Record* 5. <https://doi.org/10.1136/vr.155.13.388>
- Calvete, C., 2006. The use of immunization programs in wild populations: Modelling effectiveness of vaccination campaigns against rabbit hemorrhagic disease. *Biological Conservation* 130, 290-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.025>
- Calvete, C., 2006b. Modeling the Effect of Population Dynamics on the Impact of Rabbit Hemorrhagic Disease: Rabbit Hemorrhagic Disease and Population Dynamics. *Conservation Biology* 20, 1232-1241. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00371.x>
- Calvete, C., Sarto, P., Calvo, A.J., Monroy, F. and Calvo, J.H. 2014. Could the new rabbit haemorrhagic disease variant (RHDVb) be fully replacing classical RHD strains in the Iberian Peninsula?. *World Rabbit Science* 22: 91.
- Carvalho C., Abade Dos Santos F.A., Monteiro M., Carvalho P., Mendonça P., Duarte M.D. 2020. First cases of myxomatosis in Iberian hares (*Lepus granatensis*) in Portugal. *Vet. Rec. Case Rep.* 2020; 8:e001044. <https://doi.org/10.1136/vetreccr-2019-001044>
- Carvalho, C.L., Abade dos Santos, F.A., Fagulha, T., Carvalho, P., Mendonça, P., Monteiro, M. and Dias Duarte, M. 2020b. Myxoma virus and rabbit haemorrhagic disease virus 2 coinfection in a European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*), Portugal. *Vet Rec Case Rep*, 8: e001002. <https://doi.org/10.1136/vetreccr-2019-001002>
- Chicharro, C., S. Migueláñez, M. Flores, E. García, S. Ortega, F. Fuster, J. Bernal, I. Cruz, J. Nieto. 2017. Infección por *Leishmania infantum* en fauna silvestre en el brote de leishmaniasis del área 9 de la Comunidad de Madrid (2011-2014). En: *Brote de leishmaniasis en Fuenlabrada y otros municipios de la comunidad de Madrid: el papel de las liebres y los conejos como reservorios*. Dirección General de Salud Pública. Consejería de Sanidad. Comunidad de Madrid.
- Cotilla, I., Delibes-Mateos, M., Ramírez, E., Castro, F., Cooke, B.D. y Villafuerte, R. 2010. Establishing a serological surveillance protocol for rabbit hemorrhagic disease by combining mathematical models and field data: implication for rabbit conservation. *Eur J Wildl Res* 56: 725-733. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0368-y>

Cooke, B.D. 2002. *Rabbit haemorrhagic disease: field epidemiology and the management of wild rabbit populations*. Rev. Sci.tech. Off. Int. Epiz. 21(2): 347-358

Cooke, B.D. 2014. *Australia's War Against Rabbits: The Story of Rabbit Haemorrhagic Disease* CSIRO, Canberra, Australia.

Cooke, B.D., Flux, J.F.C. and Bonino, N. 2018. *Introduced lagomorphs*. In: A.T. Smith, C.H. Johnston, P. Alves, and K. Hackländer, K. (eds), *Lagomorphs: Pikas, Rabbits, and Hares of the World*, pp. 13-17. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. *Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain*. Biodivers Conserv 17, 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>

Delibes-Mateos, M., Ferreira, C., Carro, F., Escudero, M.A and Gortázar, C. 2014. *Ecosystem effects of variant Rabbit Hemorrhagic Disease virus, Iberian Peninsula*. Emerging Infectious Diseases 20: 2166-2168.

Duarte, Ana; Fabio A. Abade dos Santos, Teresa Fagulha, Ínes Caetano, Paulo Carvalho, João Carvalho, António Emidio Santos, Ramón Pérez de Ayala, Margarida D. Duarte. 2025 *Mixed Viral Infections (Rotavirus, Herpesvirus and others) in European Wild Rabbits*. Veterinary and Animal Science (2025), doi: <https://doi.org/10.1016/j.vas.2025.100424>

Ferreira, C., Ramírez, E., Castro, F., Ferreras, P., Alves, P.C., Redpath, S., Villafuerte, R., 2009. *Field experimental vaccination campaigns against myxomatosis and their effectiveness in the wild*. Vaccine 27, 6998-7002. <https://doi.org/10.1016/j.vaccine.2009.09.075>

Ferreira, C., Villafuerte, R., Villar, N., Castro, F., Ferreras, P., Rouco, C., Alves, P.C., de Reyna, L.A., Redpath, S., 2014. *Experimental study on the effect of cover and vaccination on the survival of juvenile European rabbits*. Popul Ecol 56, 195-202. <https://doi.org/10.1007/s10144-013-0403-4>.

Ferreira-e-Silva, J., S. Jiménez-Ruiz, M. Rodrigues, E. Santos, S. Castro-Scholten, V. Lizana, A. Martí-Marco, T. Almeida, A. M. Lopes, J. Abrantes, J. Bárcena, E. Blanco, C. Rouco, I. García-Bocanegra, P. Célio Alves, N. Santos. 2025 *Evaluation of dried blood spots for serological surveys of myxoma and rabbit hemorrhagic disease viruses in their wild reservoir*. Preventive Veterinary Medicine, Volume 234, 2025, 106369, ISSN 0167-5877, <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2024.106369>

García-Bocanegra, I., Astorga, R.J., Napp, S., Casal, J., Huerta, B., Borge, C., Arenas, A., 2010. *Myxomatosis in wild rabbit: design of control programs in Mediterranean ecosystems*. Preventive Veterinary Medicine 93, 42-50. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2009.09.013>

García-Bocanegra, I., Astorga, R.J., Napp, S., Huerta, B., Carbonero, A., Perea, A., Arenas, A., 2011. *Factors affecting the seroprevalence of lagovirus infection in wild rabbits (Oryctolagus cuniculus) in Southern Spain*. The Veterinary Journal 189, 89-94. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2010.06.009>

García-Bocanegra I., Camacho-Sillero L., Caballero-Gómez J., et al. 2020. *Monitoring of emerging myxoma virus epidemics in Iberian hares (Lepus granatensis) in Spain, 2018-2020*. Transbound Emerg Dis. 2020; 00:1-8. <https://doi.org/10.1111/tbed.13781>

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz)*.

Jiménez-Ruiz, Saúl, Rafael, Marta, Coelho, Joana, Pacheco, Henrique, Fernandes, Manuel, Alves, Paulo Célio, Santos, Nuno. 2023. *High Mortality of Wild European Rabbits during a Natural Outbreak of Rabbit Haemorrhagic Disease Gl.2 Revealed by a Capture-Mark-Recapture Study*, Transboundary and Emerging Diseases, 2023, 3451338, 9 pages. <https://doi.org/10.1155/2023/3451338>

Lavazza, A. and Cooke, B.D. 2018. *Diseases of lagomorphs*. In: A.T. Smith, C.H. Johnston, P. Alves, and K. Hackländer (eds), *Lagomorphs: Pikas, Rabbits, and Hares of the World*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Le Gall-Reculé, G., Zwingelstein, F. y Boucher, S. 2011. *Detection of a new variant of rabbit haemorrhagic disease virus in France*. Veterinary Record 168: 137-138.

Letty, J., Marchandeau, S., Clobert, J., Aubineau, J., n.d. 2000. *Improving translocation success: an experimental study of anti-estrés treatment and release method for wild rabbits*. Anim Conserv 3(3): 211-219. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00105.x>

LIFE Iberconejo, 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. [Trujillo, febrero 2023](https://trujillo.febrero.2023).

Lopes, A., Correia, J., Abrantes, J., Melo, P., Ramada, M., Magalhaes, M.J., Alves, P.C. e Esteves, P.J. 2015. *Is the new variant RHDV replacing Genogroup 1 in Portuguese wild rabbit populations?*. Viruses 7: 27-36.

Martín-Sánchez, J., Díaz-Sáez, V., Morillas-Márquez, F., Corpas-López, V., Ibáñez-De Haro, P., Torres-Llamas, A., & Morales-Yuste, M. 2024. Wild rabbits are *Leishmania infantum* reservoirs in southeastern Spain. *Zoonoses and Public Health*, 71, 584-590. <https://doi.org/10.1111/zph.13139>

Monterroso, P., Garrote, G., Serronha, A., Santos, E., Delibes-Mateos, M., Abrantes, J. et al. 2016. Disease-mediated bottom-up regulation: an emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports* 6: 36072.

Muñoz Rodríguez, J. J. 2012. *El conejo de monte: la especie, su caza y gestión*. Cuadernos de caza. Ed. América Ibérica s.a. Madrid.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Osácar, JJ., Lucientes, J., Gajón, A., Moreno, C. y Calvete, C. 1996. Efficacy of burrow fumigation against wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) fleas (Siphonaptera) in Ebro's middle valley (NE Spain). 10th European SOVE Meeting, Strasbourg.

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021a. *Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de monte en la agricultura*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.

<https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Prevenci%C3%B3n-Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

Rouco, C., Abrantes, J., Serronha, A., Lopes, A. M., Maio, E., Magalhães, M. J., Blanco, E., Bárcena, J., Esteves, P. J., Santos, N., Alves, P. C., & Monterroso, P. 2017. Epidemiology of RHDV2 (*Lagovirus europaeus*/GI.2) in free-living wild European rabbits in Portugal. *Transboundary and emerging diseases*, 65(2), e373-e382. <https://doi.org/10.1111/tbed.12767>

Santoro, S., Aguayo-Adán, J. A., & Rouco, C. 2023. Comparison of the Impact between Classical and Novel Strains of Rabbit Haemorrhagic Disease on Wild Rabbit Populations in Spain. In *Biology* (Vol. 12, Issue 5, p. 728). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/biology12050728>

Silvestre F. 2005 (1ª reimp.). *Repoblaciones con conejos*. In: *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Madrid. Dirección General para la Biodiver-

sidad. [Ministerio del Medio Ambiente](#). p. 253-278.

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Torres, J. M., Ramírez, M. A., Morales, M., Bárcena, J., Vázquez, B., Espuña, E., Pagès-Manté, A., & Sánchez-Vizcaíno, J. M. 2000. Safety evaluation of a recombinant myxoma-RHDV virus inducing horizontal transmissible protection against myxomatosis and rabbit haemorrhagic disease. *Vaccine*, 19(2-3), 174-182. [https://doi.org/10.1016/S0264-410X\(00\)00183-3](https://doi.org/10.1016/S0264-410X(00)00183-3)

Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C., Lucientes, J., 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59, 651-660.

<http://dx.doi.org/10.1515/mamm.1995.59.4.651>

Villafuerte, R., Castro, F., Ramírez, E., Cotilla, I., Parra, F., Delibes-Mateos, M., Recuerda, P. e Rouco, C. 2017. Large-scale assessment of myxomatosis prevalence in European wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) 60 years after first outbreak in Spain. *Research in Veterinary Science* 114: 281-286.

WWF España, 2017. *El conejo silvestre en España*. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Cap. 1.5 y 2.3, *Causas de mortalidad y Gestión de las enfermedades*. Proyecto SOS Conejo.

<https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.3>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 53. Coelho adulto com mixomatose. Esta doença é transmitida por picadas de insetos, desenvolvendo mixomas, edema e conjuntivite com inflamação das pálpebras. É reconhecível e os coelhos sintomáticos não devem ser introduzidos nos repovoamentos (foto FCBDH).



Figura 54. Coelho adulto com sintomas de doença hemorrágica viral (EHV ou RHD). A propagação da RHD tem sido favorecida por movimentos artificiais de coelhos, pelo que as translocações com coelhos de locais distantes não devem ser efetuadas devido à possível exposição a estirpes diferentes (foto FCBDH).



Figura 55. Coelho jovem morto com sintomas de RHD, que após análise em 2012 revelou a estirpe RHDV2. Atualmente, é a RHD que modela a dinâmica populacional do coelho-bravo (foto FCBDH).



Figura 56. Vacinação de coelhos selvagens. As vacinas heterólogas são utilizadas para a mixomatose, com eficácias até 70%, mas com menos efeitos secundários. As vacinas inativadas, com poucos efeitos secundários e até 90% de eficácia, são utilizadas para o DRH (foto WWF-Espanha).

Capítulo 5.1.

INFRA-ESTRUTURAS DE TRANSPORTE E PASSAGENS SUBTERRÂNEAS



Capítulo 5.1.

INFRA-ESTRUTURAS DE TRANSPORTE E PASSAGENS SUBTERRÂNEAS

OBJETIVOS

- Criação de trilhos e caminhos adequados ao *habitat* e e à gestão.
- Avaliação da utilização das infra-estruturas de transporte e do ambiente circundante pelos coelhos-bravos.
- Avaliação de **passagens subterrâneas** utilizadas como passagens para a vida selvagem.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Criação de trilhos

Todas as herdades rurais, reservas de caça em Espanha e *zonas de caça* em Portugal têm, em maior ou menor grau, infra-estruturas de serviços, cuja criação e presença afetam o *habitat* e o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). De interesse indiscutível para as deslocações, o transporte, explorações e combate aos incêndios, a rede de caminhos florestais deve ser adaptada a níveis aceitáveis de comprimento, largura, tipologia e localização, que razoavelmente o menos possível a biodiversidade. Do mesmo modo, o traçado não deve contribuir para os processos erosivos, nem para a existência de desbravamentos ou declives excessivos (González & San Miguel, 2005).

A criação de pequenas infra-estruturas adequadas, como trilhos e caminhos, ajuda a gerir os *habitats* naturais e as herdades (Guil & Moreno-Opo, 2007). Esta medida complementa quase todas as outras medidas de gestão do *habitat* do coelho (água, alimentação, matos e prados, culturas, aceiros, marouços, abrigos, etc.) e, sobretudo, a manutenção.

Avaliação das infra-estruturas e passagens

Algumas infra-estruturas rodoviárias, como caminhos, trilhos, estradas, auto-estradas, vias rápidas, caminhos-de-ferro ou caminhos-de-ferro de alta velocidade (AVE), e respetivas passagens subterrâneas, podem ser benéficas para os coelhos-bravos como abrigos, locais de reprodução e *habitat*. Estas estruturas podem promover razoavelmente as populações, mas também podem favorecer a sobrepopulação e causar danos às populações, à agricultura ou a terceiros. Em particular, algumas auto-estradas e caminhos-de-ferro em Espanha têm um **efeito de barreira** para a fauna, mas outras têm um grande número de marouços nos taludes (e.g. 61% em Castilla-La Mancha), são utilizados como **corredores ecológicos** pelos coelhos (Rouco *et al.*, 2019) e como “infra-estruturas de abrigo”, podendo causar danos às culturas circundantes. Atualmente, não existem danos significativos deste tipo em Portugal.

O acompanhamento e a **avaliação** das populações de coelhos nestas infra-estruturas é uma medida que facilita e melhora a sua gestão. A gestão do impacto das infra-estruturas em áreas com populações de coelhos sobrepovoadas pode constituir um desafio considerável. Isto deve-se ao facto de existir uma correlação entre os danos agrícolas e a proximidade de algumas grandes infra-estruturas lineares, sendo que quanto maior a proximidade de auto-estradas e AVE maiores são os danos, embora se trate de um efeito aditivo com outros fatores. Os taludes destas infra-estruturas com maior declive, profundidade de solo e que atravessam áreas cultivadas, são os escolhidos pelos coelhos para a construção de tocas, sobretudo em zonas de vinha e olival, embora também em culturas herbáceas. A abundância de tocas de coelho nas auto-estradas depende de fatores intrínsecos e extrínsecos (ou ambientais), sendo maior nos locais cultivados, com solos profundos e declives de aproximadamente 15%, adequados para marouços⁴².

⁴² Os declives médios (a cerca de 30 metros do traçado) mais adequados para os marouços dos coelhos nas valas são de cerca de 15 %, e acima e abaixo deste limiar a adequação diminui (Dr. J. Fernández-López *et al.*, comunicação pessoal, 03/12/2024; Fernández-López *et al.*, 2025 no prelo).

Diversos estudos assinalaram que algumas infra-estruturas (e.g., auto-estradas ou linhas de caminho de ferro) se tornaram corredores de dispersão para os coelhos. Existe, por exemplo, um possível efeito de “reserva” associado, uma vez que a caça com armas de fogo é proibida e as vedações periféricas podem servir de abrigo aos coelhos contra os predadores. Tratar-se-ia, portanto, de “infra-estruturas de abrigo”. Em situações de sobreabundância de coelhos, pode haver um impacto nas culturas vizinhas e mesmo na estrutura das próprias infra-estruturas. Além disso, os danos diversificaram-se para incluir centrais fotovoltaicas, aeroportos e outros.

Para além disso, o desenho das infra-estruturas rodoviárias assegura normalmente uma oferta mais ou menos adequada de **passagens subterrâneas**, para compensar o efeito de barreira, e estas são utilizadas pelos coelhos como passagens e conectores da fauna (Yanes *et al.*, 1995; Ascensão & Mira, 2007).

Por outro lado, e devido ao facto de estas infra-estruturas serem a causa de **atropelamento** da fauna terrestre, uma das maiores causas de mortalidade não natural, a conceção por parte das administrações públicas deve incluir medidas de redução da velocidade, sinalização específica, correções de “pontos negros” (construção ou adaptação de passagens, drenos ou canais), melhoria do isolamento dos recintos ou desmatização de valas para aumentar a visibilidade dos condutores e reduzir o abrigo dos animais.

Outro problema é o aumento da velocidade média nas estradas florestais e agrícolas de cascalho; ou o asfaltamento (por vezes ilegal) destas estradas, sendo os “pontos negros” na zona de Doñana muito marcantes, com colisões consideráveis de lince e outra fauna ameaçada (Garrote *et al.*, 2018). Uma dificuldade acrescida da presença de coelhos nos taludes das infra-estruturas rodoviárias é o efeito de atracção sobre alguns predadores, como é o caso do lince ibérico. Em particular, o coelho-bravo é a espécie mais afetada pelos atropelamentos, e fatores como a sua abundância relativa e a utilização das bermas

e valas, onde constrói tocas, explicariam a elevada taxa (26,8%) de atropelamentos (Matutano *et al.*, 2024).

Uma abordagem mais ampla considera a **desfragmentação** de *habitats*, que quantifica a resistência (ou a falta de conectividade das infra-estruturas, vias de transporte e outros elementos) à dispersão das espécies; identifica os “corredores ecológicos” onde se concentram os movimentos das espécies entre tesselas de *habitat*; e dá prioridade às intersecções entre corredores e infra-estruturas onde as medidas de desfragmentação são mais benéficas (San Miguel *et al.*, 2014). Em Espanha, existe uma *Estratégia para a Desfragmentação de Habitats Afectados por Infra-estruturas Lineares de Transportes* (EDHILT, 2024) e uma extensa documentação do *Grupo de Trabalho sobre a Fragmentação de Habitats Causada por Infra-estruturas de Transportes* (MITERD, 2024). Em Portugal, o projeto específico LIFE LINES tem sido desenvolvido com o grupo de trabalho da Universidade de Évora e conta com um Programa de Monitorização da Mortalidade da Fauna na rede viária (Garcia *et al.*, 2021; Pedroso *et al.*, 2021; *Infraestruturas de Portugal* IP, 2023, 2024).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Para a criação de **trilhos**, buldózer com lâmina lateral inclinada em relação ao plano médio do trator, niveladora, compactador e retroescavadora (para valas e colocação de tubos de drenagem em betão). Tripulação com veículo todo-o-terreno, material de prevenção de riscos profissionais e de prevenção de incêndios.
- Para as **avaliações** (da utilização das infra-estruturas de transporte, do ambiente circundante e das passagens subterrâneas), é necessário pessoal qualificado, nomeadamente em SIG, veículos todo-o-terreno e equipamento de segurança rodoviária (colete refletor e outros equipamentos de proteção individual).

Época de realização e condicionantes

Para os trabalhos em **trilhos e caminhos**, são consideráveis:

- Autorizações administrativas condicionadas pela conceção, impacto no ambiente, utilização de maquinaria pesada ou planos de prevenção de incêndios florestais. Poderão ser exigidos relatórios de impacto ambiental, acima de determinadas dimensões.
- Pode haver repercussões na vegetação, na microfauna, no geo, na rede hidrológica ou em zonas sensíveis ou críticas. O impacto pode ser parcialmente compensado pelo aumento da capacidade de gestão das espécies de presas (alimentação, água).
- Em terrenos com espécies protegidas ou *habitats* sensíveis, a conceção deve ser extremamente cuidadosa. Mesmo que sejam tomadas precauções, estão a ser criadas infra-estruturas que terão um impacto quase permanente.
- A época mais adequada, em termos de rendimento, é quando a temperatura do solo o permite, o que fora das Áreas críticas seria de setembro a abril e dentro das Áreas críticas para as espécies ameaçadas não deve ser realizado.
- A modificação do regime hidrológico provocada pelas redes rodoviárias à escala local é relevante (Guil & Moreno-Opo, 2007).

Para as **avaliações das infraestruturas**, em princípio possível ao longo de todo o ano, mas sob condição:

- Autorizações específicas dos proprietários ou gestores das infra-estruturas, nomeadamente para o acesso a zonas vedadas, bermas e valas.
- As Áreas e os períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para as espécies ameaçadas não devem ser afetados

pelos avaliadores. Eventualmente, perturbação de algumas espécies que utilizam as infraestruturas como zona de caça para coelhos ou devido à proximidade de aves estepárias.

Pormenores de execução

- Para a criação de **trilhos**, é necessário um projeto técnico, com modelação de possíveis incidentes e adaptação ao terreno de acordo com as normas e a topografia.
- Dimensionamento adequado, com um declive transversal da pista não superior a 6%.
- O planeamento deve ter em conta os valores ambientais, uma vez que pode beneficiá-los ou ser extremamente prejudicial.
- A construção de um caminho florestal envolve: limpeza preliminar com um buldózer; escavação por desbravamento com uma retroescavadora; espalhamento de terra em terraplanagem com buldózer; compactação da área nivelada perfilada com um rolo compactador; perfilagem do terreno e abertura da vala interior com uma motoniveladora; e perfilagem do talude exterior, também com uma motoniveladora.
- Cerca de 4 drenos/km com drenos transversais de 60 cm de diâmetro (mínimo de 0,1 m²) e drenos longitudinais contínuos de 30x40 cm. As lombas de escoamento devem ser feitas de 100 em 100 metros e estar a 30° em relação ao eixo. Tem de incluir uma escavadora, tubos de betão com juntas de lingueta e ranhura, caixas de visita de entrada, bocas de saída e equipa de alvenaria.
- Para evitar a erosão, as valas e drenagens devem ser mantidas em boas condições e o solo deve ser consolidado.
- Os tubos de drenagem subterrâneos são normalmente utilizados pela vida selvagem, incluindo os coelhos.

- As **passagens** “canadianas” ou os regos com valas fechadas podem ser armadilhas para coelhos e devem ser equipados com estruturas para a fuga de pequenos animais selvagens.
- Outras estruturas podem ser benéficas para os coelhos, como aceiros, estacas, barreiras de pedra e outros elementos (González & San Miguel, 2005).
- A vedação das vias de transporte é efetuada por operadores públicos. As **vedações** das infra-estruturas rodoviárias têm geralmente 2 metros de altura, com postes metálicos de 4 em 4 metros, esteios de 40 em 40 metros e malha hexagonal simples torcida (com um losango de 5 cm) ou malha galvanizada com nós (com fios de 15 cm de largura x 5 cm na base e 15 cm no topo).
- A adaptação com uma **barreira de limitação de passagem** de coelhos é um reforço com uma malha eletrossoldada de menos de 2 cm, enterrada nos primeiros 40 centímetros para impedir a passagem de leporídeos, e que é fixada por meio de anilhas ao primeiro metro aéreo da vedação até uma altura de 60 cm.
- As **redes de malha** são utilizadas nas obras públicas para evitar que os coelhos escavem galerias nos taludes. É utilizada uma malha electrossoldada na superfície, por vezes plastificada em verde, 40x40x1, 8 mm, com uma tolerância máxima de 5%. Antes da execução da malha, deve ser efetuada a desmatagem e a limpeza do material solto no talude e, imediatamente antes, a caça seletiva de coelhos. Em alternativa, os taludes são betonados.
- O comprimento, a altura, a largura, a abertura e as qualidades das **passagens subterrâneas** são muito variáveis.
- Utilizar a aplicação [SMART](#) e GPS para recolher amostras de populações de coelhos para avaliações de infra-estruturas e outras.

- As **percepções sociais** e as opiniões das partes interessadas sobre as zonas de infraestruturas de transporte são de que estas contribuem para o aumento das populações de coelhos e, consequentemente, para o aumento dos danos nas culturas nas áreas circundantes. Nesse sentido, há uma demanda por ações de controle populacional nessas áreas (IESA-CSIC, 2024).
- Assim, algumas infra-estruturas rodoviárias (autoestradas, AVE, etc.) têm um efeito de barreira para os coelhos, mas também funcionam como corredores (atuando como “infra-estruturas de abrigo”, que também podem ser fonte de danos para a agricultura vizinha).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foram identificadas duas medidas para possível financiamento da PAC: infra-estruturas de transporte e passagens subterrâneas (Navarro & Mattos, 2024).

Em Espanha, as infra-estruturas de transportes podem ser financiadas pela PAC (2023-27) com 5 intervenções do PEPAC, no pilar II, através de investimentos não produtivos, a nível regional em 11 CCAA. São igualmente possíveis outras fontes de financiamento, através de fundos do FEDER em 9 CCAA e de LIFE. Além disso, as passagens subterrâneas podem ser financiadas por 3 intervenções PEPAC, também do segundo pilar, através de investimentos não produtivos e cooperativos (**Tabela 37**).

Tabela 37. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de infra-estruturas de transportes e passagens subterrâneas

Código de Intervenção da PAC Espanha & Nome da intervenção PEPAC		Infraestruturas de transporte	Passagens subterrâneas
6844	Investimentos não produtivos, atenuação-adaptação às alterações climáticas, utilização eficiente dos recursos naturais e da biodiversidade	-	1
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural	1	1
6881.1	Investimentos florestais não produtivos em reflorestação e sistemas agro-florestais	1	-
6881.2	Investimentos florestais não produtivos na prevenção de danos florestais	1	-
6881.3	Investimentos florestais não produtivos na recuperação de danos florestais	1	-
6881.4	Investimentos florestais não produtivos em ações florestais com objetivos ambientais	1	-
7165	Cooperação para o meio ambiente	-	1
TOTAL		5	3

Em **Portugal**, estas medidas são também elegíveis para financiamento da PAC (2023-27), com três intervenções identificadas no PEPAC. A escala de aplicação é nos 18 distritos continentais (Tabela 38).

Tabela 38. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de infra-estruturas de transportes e passagens subterrâneas

Código de Intervenção da PAC Portugal & Nome da intervenção PEPAC		Infraestruturas de transporte	Passagens subterrâneas
C.2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental	1	1
C.3.2.1	Florestação de terras agrícolas e não agrícolas	1	-
C.3.2.2	Instalação de sistemas agroflorestais	1	-
TOTAL		3	1

Preços unitários antes de impostos

Estas ações implicam custos elevados e devem ser planeadas em menor, embora, no caso da vedação das estradas, sejam realizadas pelo operador público e sejam descritas apenas a título indicativo.

Tabela 39. Preços das medidas relativas às infra-estruturas de transportes e passagens subterrâneas

€	Unidade	Conceito
22.500€	km	Caminho florestal de tipo médio, com desbravamento, desmatação, terraplanagem, com declive transversal de 5%, num declive de inclinação de 20%, com quatro drenos transversais de 60 cm de diâmetro, drenagem longitudinal contínua de 30x40 cm e consolidação do terreno, para utilização suficiente por veículos todo-o-terreno.
9,87€	m	Adaptação para barreira de limitação de passagem de coelhos em infra-estruturas ferroviárias (apenas materiais, malha eletrossoldada com menos de 2 cm, atada com agramos na parte aérea e enterrada no resto). Os preços do pessoal são variáveis (capataz e oficiais de 1ª e 2ª).
21,08€	m	Adaptação para barreira de limitação de passagem da fauna para estradas (apenas materiais, reforço do recinto com malha hexagonal para coelhos com menos de 2 cm de envergadura). Os preços do pessoal são variáveis (capataz e oficiais de 1ª e 2ª).
32€	h	Honorários de um técnico qualificado para a avaliação das infra-estruturas e passagens subterrâneas.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

A acessibilidade é uma componente básica da gestão das herdades e do meio ambiente. Nos locais onde não é possível o acesso por veículos terrestres, a gestão ativa é reduzida. No entanto, podem surgir situações opostas, com uma rede de trilhos sobredimensionada, com explorações e recursos abundantes, ou subdimensionada. As pistas são elementos necessários, mas as possíveis afetações devem ser previstas (Guil & Moreno-Opó, 2007).

Muitas infra-estruturas são convenientes para a sociedade em geral ou para a gestão, e as populações de coelho-bravo estão adaptadas a essas estruturas. Por um lado, podem utilizá-las como abrigo e «habitat». Por outro lado, em caso de superabundância, podem causar danos diretos às estruturas, que em casos extremos podem ser afetadas na sua estabilidade, ou danos às culturas próximas⁴³.

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou três estudos observacionais, todos na área de distribuição original do coelho-bravo, que avaliaram diferentes aspetos de **infra-estruturas de transporte e passagens subterrâneas**, focados na Conservação ou Promoção do coelho-bravo, mas também no controlo de sobreabundâncias (Soria, 2023):

Um estudo de observação no sul de Espanha avaliou os **efeitos das infraestruturas de transporte** nos coelhos-bravos (Rouco *et al.*, 2019):

- Os coelhos utilizavam as bermas das autoestradas e das vias rápidas, e havia marouços em grandes secções, apoiando a teoria de que as utilizam como corredores ecológicos. A sua presença é parcialmente influenciada pela presença de condições favoráveis à construção de marouços (*e.g.*, solos soltos fáceis de escavar) e pela menor pressão dos predadores e da caça. A intensidade do tráfego não teve influência e a presença de olivais de sequeiro teve um efeito positivo (Rouco *et al.*, 2019).

Dois outros estudos observacionais, realizados no centro de Espanha e no sul de Portugal, avaliaram os efeitos das **passagens subterrâneas**

⁴³ Os **conflitos agrícolas** são intensificados não só pela presença de infra-estruturas, mas também pela elevada proporção de terras agrícolas em algumas regiões, pelo declínio da vegetação natural nestes agrosistemas, pelas alterações no uso do solo ou pela escassez de predadores nestes ambientes, entre outros. Por outras palavras, é um conjunto de circunstâncias. A caça foi considerada um dos instrumentos mais importantes para a gestão de sobrepopulações e existem outras ações para reduzir a dimensão destas populações para níveis de equilíbrio sem consequências negativas para outras espécies ou interesses. Algumas destas medidas são a gestão cinegética, a promoção da predação natural, a proteção das culturas, a adaptação dos tipos de culturas, a identificação das zonas de origem dos coelhos causadores de danos, o planeamento adequado das medidas de prevenção (PreveCo, 2018); e a coordenação entre sectores envolvidos ou planos de prevenção por zonas de caça ou municípios (LIFE Iberconejo, 2024).

nas infra-estruturas de transporte:

- A presença de coelhos foi confirmada em 59% das passagens, nenhuma com fossas detríticas, foram mais utilizadas no verão, com populações mais elevadas, e a taxa de passagem foi negativamente afetada pela largura total da pista (Yanes *et al.*, 1995).
- Verificou-se uma preferência dos coelhos por passagens estreitas, junto ao pavimento, em zonas abertas, com baixa percentagem de montados com matos, sem fossas detríticas e longe de zonas urbanas (Ascensão *et al.*, 2007).

Em suma, houve respostas populacionais e comportamentais positivas para as infra-estruturas (utilização para marouços e menos predadores e caçadores); e para as passagens houve seis respostas comportamentais positivas (verão, passagens estreitas, perto do pavimento, em zonas abertas, com pouco pasto e mato, longe das zonas urbanas) e duas negativas (maior largura e fossas).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Comprimento (km), largura (m) e declive transversal (%) das **vias** construídas.
- Drenagem/km (n.º) e passagens de nível conquistadas (n.º) nas vias.
- Comprimento (km), largura (m) e topografia (% de declive) das **infraestruturas**.
- Largura total (m) da faixa de rodagem e largura (m) utilizada pelo tráfego.
- Altura (m) das barreiras de proteção das infra-estruturas.
- Reforço com malha de barreira contra coelhos, comprimento (km),

altura (m) e saia ou enterrada (m). Comprimento (km) da eventual rede de malha em declives.

- Comprimento (km), largura (m), altura (m) e abertura das **passagens subterrâneas**.

Indicadores específicos:

- Abundâncias relativas de tocas e distribuição (n.º de marouços naturais / km) em caminhos ou infraestruturas rodoviárias.
- Abundâncias relativas de acordo com os Índices de Abundância Quilométrica ou IKA (número de coelhos / km) nas vias ou infraestruturas.
- Abundâncias relativas de acordo com os rácios latrina/km.
- Abundância absoluta (coelhos / ha estimada por *Distance sampling*) na Unidade de Gestão.
- Intensidade de tráfego (n.º / hora).
- Vegetação, topografia, atividade antropogénica à escala local e macro-ecológica.
- Utilização das pistas e infraestruturas por outras espécies de interesse.

Indicadores de eficácia:

- Superfície (km²) das herdades, reservas ou zonas de caça servidas pelas vias construídas.
- Tendência anual das abundâncias relativas (n.º de marouços naturais / km, IKA ou latrinas / km) nas vias ou infraestruturas rodoviárias.
- Tendência anual das abundâncias absolutas na unidade de avaliação (pode incluir infraestruturas e zonas de interesse).
- Superfície (ha) com ações e medidas combinadas com infra-estruturas.

REFERÊNCIAS

Ascensão, F., Mira, A., 2007. *Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal*. *Ecol Res* 22, 57–66. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0004-1>

Fernández-López, J., N. López-Galán; P. Acevedo; J. A. Blanco-Aguilar; J. Vicente; A. E. Santamaría; G. Truchado-Quintana; S. O. Pinedo; LL. Gabaldón; and R. Pérez de Ayala. 2025. *Rabbits on the road: disentangling the factors driving the warren's abundance on motorways*. In press.

Garcia, G., Sousa, L.G., Salgueiro, P.A., Craveiro, J., Pedroso, N.M., Mira, A. 2021. *Guião de Boas Práticas: Soluções para minimização de impactes das estradas na fauna. Projeto LIFE LINES*. Universidade de Évora. ISBN: 978-972-778-225-3.

Garrote, G. et al. 2018. *Prediction of Iberian lynx road-mortality in southern Spain: a new approach using the MaxEnt algorithm*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41: 217-225. <https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0217>

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guil, F. e Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. *Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000*. Ed. Fundación CBD-Habitat, Madrid. 268 pp.

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo* (F. Garrido & J. Ruíz).

Matutano J., Francisco J. García, Javier Calzada, L. Javier Palomo. 2024. *Atropellos de mamíferos en las carreteras de España: resultados del Proyecto SAFE / Mammals road-kills in Spain: results of the SAFE Project*. *Galemys* 36, 2024. <https://doi.org/10.7325/Galemys.2024.N9>

MITERD, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2024. *Documentos del Grupo de Trabajo sobre fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte*.

<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm-documentos-grupo-trabajo.html>

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.*

Pedroso, N.M., Eufrazio, S., Salgueiro, P., Pinto, T. & Mira, A. 2021. *Guião de Boas Práticas para Monitorização e Registo de Dados de Mortalidade de Fauna por Atropelamento. Projeto LIFE LINES. Universidade de Évora. ISBN: 978-972-778-204-8.*

Rouco, C., Farfán, M.Á., Olivero, J., Arias De Reyna, L., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M., 2019. *Favourability for the presence of wild rabbit warrens in motorway verges: Implications for the spread of a native agricultural pest species. Ecological Indicators 104, 398-404.*
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.087>

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.*

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.*

Yanes, M., Velasco, J.M., Suárez, F., 1995. *Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. Biological Conservation 71, 217-222.*
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00028-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00028-0)

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 57. A criação de caminhos e carreiros com habitat adequado pode favorecer o coelho e a sua gestão nas explorações rurais (foto FCBDH).



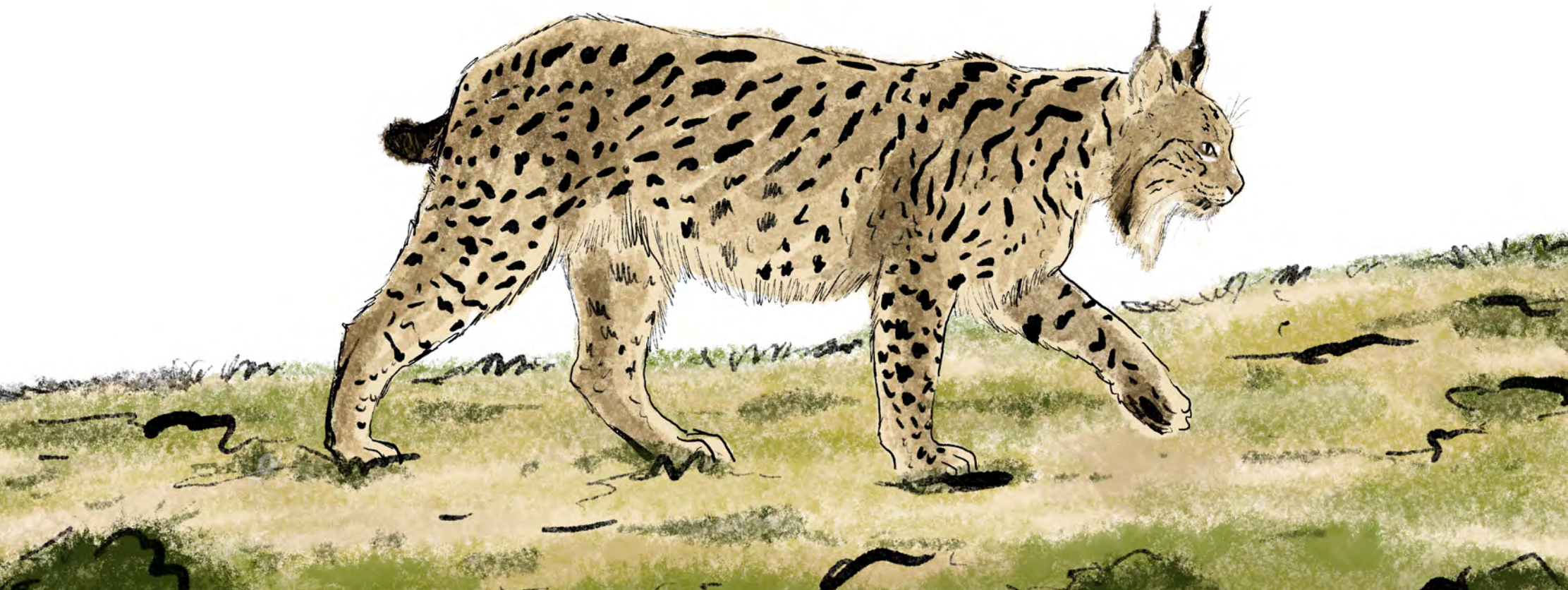
Figura 58. As avaliações da utilização pelo coelho-bravo das infraestruturas de transporte e do ambiente circundante indicam que existem respostas populacionais e comportamentais positivas, uma vez que são adequadas para marouços, têm menos predadores e são áreas seguras sem caça (foto FCBDH).



Figura 59. Tubo adaptado como passagem de fauna numa estrada onde existe o risco de atropelamento de lince ibérico. As avaliações da utilização de passagens subterrâneas indicam que há respostas comportamentais positivas dos coelhos, especialmente no verão, se estas forem estreitas, próximas do pavimento, em zonas abertas, com poucos prados e matos nas proximidades ou longe das zonas urbanas (foto FCBDH).

Capítulo 6.1.

GESTÃO CINEGÉTICA PARA A PROMOÇÃO DO COELHO-BRAVO



Capítulo 6.1.

GESTÃO CINEGÉTICA PARA A PROMOÇÃO DO COELHO-BRAVO

OBJETIVOS

- Gestão cinegética para a promoção e conservação do coelho-bravo, com **adaptação da pressão de caça, exclusão de predadores e herbívoros e controlo da predação**.
- Promover os recursos cinegéticos e melhorar os *habitats* das reservas de caça (Espanha) e das *zonas de caça* (Portugal).
- Melhorar a abundância e a distribuição do coelho como espécie presa.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

A adequação da atividade cinegética e a gestão dos predadores ou concorrentes são duas medidas para a promoção das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). 85% do território de Espanha e 76% do território de Portugal são reservas ou *zonas de caça*, sujeitas a gestão cinegética, e as melhores populações de coelhos encontram-se frequentemente onde a caça é gerida, como é o caso da perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*).

A caça é um sector estratégico⁴⁴ e o fomento das populações de coe-

44 Setor estratégico, dinamizador do mundo rural, com mais de 200.000 postos de trabalho em Espanha e Portugal, gerando 6.475 milhões de euros. A caça deve ser tida em conta nos planos de desenvolvimento rural e de despovoamento (RFEC, 2024). Em Espanha, o número de caçadores nos anos 60 do séc. XX era menos de meio milhão, atualmente existem cerca de 750.000 licenças e cerca de um milhão de caçadores. A Andaluzia, Castilla y León e Castilla-La Mancha são os territórios onde são emitidas cerca de 50% das licenças. Em Portugal existem 300.000 licenças, embora as licenças ativas possam ser metade desse número (Sánchez-García et al., 2020; Fundação Artemisan, 2024). No entanto, existe um envelhecimento evidente que conduzirá a uma diminuição dos números, ou mesmo a um colapso na Península Ibérica (Gaspar et al., 2025).

lho-bravo depende em grande medida do comércio, tanto quantitativamente como em termos da gestão direta que podem realizar do *habitat* (LIFE Iberconejo, 2023). No entanto, a caça pode beneficiar ou prejudicar certas espécies, daí a importância da gestão sustentável e da caça (Sánchez-García et al., 2020; Fundação Artemisan, 2024).

Gestão da atividade cinegética

A medida consiste em **adaptar a pressão cinegética** com uma utilização adequada para melhorar as populações de coelhos. A caça é sustentável⁴⁵, como recurso renovável, se não causar uma tendência negativa na abundância e conservar os habitats naturais das espécies cinegéticas a longo prazo (Cassinello, 2013; Covisa, 2015). Pode reduzir as populações a níveis vulneráveis, ou afetar o papel ecológico, ou deixar de ser um recurso cinegético explorável. A diminuição da pressão de caça pode ser em termos de caça ou quotas, períodos, dias e modalidades (Agudín et al., 2011).

Quando as densidades de coelhos são baixas, as **quotas** de caça (muitas vezes fixadas pelos próprios proprietários) devem ter em conta a sustentabilidade versus o costume. As quotas dependem de estimativas das densidades populacionais absolutas e de fatores ambientais (clima, especialmente precipitação, vegetação, culturas, predadores, concorrentes ou gestão). O controlo é essencial antes da época de caça, caso contrário as quotas só podem ser estimadas no início da época, e deve também ser efetuado durante e após a época de caça.

45 A **Carta Europeia da Caça e da Biodiversidade** contém uma definição de **caça sustentável**: a utilização de espécies cinegéticas selvagens e dos seus habitats de uma forma e a um ritmo que não conduzam ao declínio a longo prazo da diversidade biológica nem dificultem a sua recuperação. Esta utilização mantém o potencial da diversidade biológica para satisfazer as necessidades e aspirações das gerações presentes e futuras, bem como a caça como atividade social, económica e culturalmente aceite (com base na definição de “utilização sustentável” constante do artigo 2.º da Convenção sobre a Diversidade Biológica). Quando a caça é conduzida de forma sustentável, pode contribuir positivamente para a conservação das populações selvagens e dos seus *habitats*, e também beneficiar a sociedade” (Brainerd, 2007). A **Estratégia Nacional Espanhola de Gestão Cinegética** exprime-se de forma semelhante, com uma visão integrada que inclui a gestão sustentável e adaptativa, a melhoria da gestão sanitária, a compatibilidade e a promoção; tudo isto com base na formação e na cooperação interadministrativa e setorial; apoiando-se na melhor informação científica para o acompanhamento e monitorização das populações, base para a tomada de decisões.

Em conjunto, fornecem estatísticas de caça numa grande escala espacial e séries temporais extensas. Em suma, o número de caçadores e de caça é adequado ao terreno, à abundância e à época. Em casos extremos, pode ser necessária uma moratória para a caça.

Em Espanha, o **período útil** decorre normalmente de outubro a fevereiro, com um mês suplementar para controlo da população (“caça seletiva”). Muitos destes períodos prosseguiram desde o início do século XX. No entanto, estes períodos correspondem aos períodos de menor densidade, com exceção de um mês, e são os melhores para o controlo da população:

- A caça no período útil de outono e inverno (outubro a fevereiro), no mínimo da população, permite quotas mais baixas, mais adultos e o controlo da população.
- A caça seletiva no pico da época de reprodução (junho-julho) permite obter quotas mais elevadas, mais juvenis e menos fêmeas.

Num contexto de sustentabilidade, de necessidade de conservação ou de promoção, algumas medidas poderiam ser a redução da pressão cinegética, da duração do período útil ou dos dias de caça; a adoção de períodos variáveis e não homogéneos em função da abundância e das tendências; a adoção de períodos que aproveitem os máximos populacionais (quotas mais elevadas) mas não nos mínimos populacionais ou no período de reprodução. As datas de caça atualmente autorizadas não são as mais adequadas para a sua conservação (WWF Espanha, 2017), já que a caça ao coelho seria mais orientada para o controlo das suas populações (Angulo & Villafuerte, 2004). No entanto, há autores que não obtêm os mesmos resultados (Calvete *et al.*, 2005; WWF Espanha, 2017).

Em Portugal, o **período venatório** decorre de 1 de setembro a 31 de dezembro. No regime geral, é permitida a caça de um coelho por dia, que se realiza às quintas-feiras, domingos e feriados nacionais. No regime

Ordenado, a caça é efetuada de acordo com o Plano de Gestão, sendo que para as *zonas de caça* associativa e municipal se pode inferir que são caçados dois coelhos por dia, podendo ser às quintas-feiras, domingos, feriados nacionais obrigatórios e um dia por semana à escolha (normalmente sábado). A caça ocorre geralmente em outubro e novembro. Nas “*zonas de caça turística*”, a caça é maioritariamente praticada por grupos de caçadores e é paga por peça caçada.

As **modalidades** ou tipos de caça ao coelho com espingarda, em geral, são “ao salto” (um só caçador, a pé), “em mão” (em grupo) ou em “batida, ou gancho ou ganchito”, em todos os casos com ou sem cães. Cada modo tem um impacto diferente nas existências, à semelhança dos períodos. Assim, por exemplo, a caça à mão durante o período útil afeta as classes etárias menos dependentes dos marouços, os machos subalternos ou juvenis, favorecendo as fêmeas⁴⁶.

Gestão dos predadores e dos concorrentes

A ecologia do coelho é caracterizada pelas suas relações com predadores e concorrentes. A **gestão ou controlo da predação** é um conceito amplo, holístico e integrador, que também inclui ações indiretas (*e.g.*, exclusões).

Exclusão de herbívoros

A gestão dos concorrentes consiste na exclusão dos herbívoros através da separação das áreas e da gestão da caça grossa e da caça miúda (coelho, lebre e perdiz); ou melhor ainda, através da redução ou adaptação da capacidade de **carga (K)** da caça maior (K ótimo). Muitas das zonas de caça menor, onde as populações de coelhos eram preservadas e promovidas, optaram pela caça grossa em her-

⁴⁶ Em conformidade com o facto de os jovens machos sofrerem uma mortalidade significativamente mais elevada do que as fêmeas (Webb, 1993).

dades fechadas⁴⁷. No entanto, se houver densidades excessivas de ungulados, estes competem diretamente com os coelhos. Entre estes contam-se o javali (escavador e predador direto dos marouços dos coelhos), o veado (que se alimenta de pastos e ramos, o que pode afetar o mato), o gamo (principalmente pastador) e o muflão (muito pouco seletivo). Todos estes ungulados são concorrentes diretos do coelho-bravo na alimentação (prados) e no abrigo (matos e arbustos).

Exclusão de predadores

Os principais métodos de controlo da predação (e não de controlo dos predadores) visam a exclusão e podem ser preventivos (*e.g.*, dissuasores, repelentes, afugentadores), protetores (*e.g.*, medidas de barreira, malhas metálicas, cercas, pastores elétricos), gestão do *habitat* (*e.g.*, aumento do abrigo natural ou artificial) ou de controlo. Estes últimos podem ser indirectos (*e.g.*, redução da capacidade de carga através da gestão de fontes de alimentação alternativas, de fossas, lixos e outras, promoção de presas alternativas, alimentação suplementar ou mesmo superpredação natural) ou métodos diretos de caça e armadilhagem. No que diz respeito à presença de predadores de topo, como o lince ibérico, pode aumentar indirectamente a densidade de coelhos em 2-6 vezes e com um menor número total de coelhos predados (Agudín *et al.*, 2011b; Jiménez *et al.*, 2019).

Controlo de predadores

O controlo direto dos predadores generalistas pode ser legalmente aplicado às espécies cinegéticas terrestres (raposa, javali e, por vezes, mangusto) e a alguns corvídeos. Em geral, os gestores cinegéticos consideram-na uma ferramenta essencial para garantir a rentabilidade (Delibes-Mateos, 2006; Delibes-Mateos *et al.*, 2008), mas pode ter um impacto em espécies não-alvo ou ameaçadas e, por conseguinte, ser uma

fonte de conflito. Neste caso, deve-se geralmente à utilização de dois métodos tradicionais de captura da raposa: as armadilhas de caixa (com baixa seletividade ou eficácia e que não são autorizadas em nenhuma região) e os laços (com regulamentações regionais diferentes, sem autorização para laços *e.g.* sem freio).

É feita uma distinção entre o *controlo letal* dos predadores (tradicional, predador generalista e caça) e o *controlo não letal* (mais moderno, para dificultar o predador e favorecer a presa) ou combinações. E, devemos ter como objetivo uma abordagem geral e a integração de métodos (San Miguel *et al.*, 2014).

Em todos os casos, estas questões são reguladas por quadros regulamentares internacionais (nomeadamente a Convenção de Berna, Anexo IV, artigo 8.º), comunitários (nomeadamente a Diretiva Habitats 92/43/CEE, Anexo VI ou o Regulamento n.º 3254/91 relativo à proibição de armadilhas de mandíbulas), nacionais e regionais.

- Em Portugal, o controlo de predadores só pode ser efetuado por administrações públicas (Decreto-Lei n.º 140/99) com competência na gestão da vida selvagem (ICNF, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Decreto-Lei n.º 43/2019).
- Em Espanha, existem orientações técnicas para a captura de espécies cinegéticas predadoras (Conferencia Sectorial do Ambiente, 13 de julho de 2011), que são transpostas a nível regional. Estas diretrizes recomendam métodos seletivos, não-massivos e humanos.

Em situações de baixa densidade de coelhos, a predação pode ser um fator limitante; no entanto, de momento não existem evidências experimentais, embora existam estudos observacionais, sobre a eficácia do controlo letal de predadores, pois podem existir outras ações que mascaram os efeitos (LIFE Iberconejo, 2023). Além disso, o controlo dos predadores para aumentar as populações de coelhos só é eficaz em populações onde a predação é o principal fator de regulação (Calvete, 2008).

⁴⁷ Na última década, registou-se uma mudança da caça menor para a caça maior e as capturas de caça maior duplicaram. As razões residem no declínio da perdiz-vermelha e do coelho-bravo, no aumento da rentabilidade de alguns tipos de javali e na expansão do javali ou do corço, que também se tornaram mais baratos (Sánchez-García *et al.*, 2020; Fundação Artemisan, 2024). Muitas vezes, as reservas de caça sofrem com o aumento das populações de javalis e têm de se adaptar e controlá-las.

Podem ser exploradas alternativas não letais que não comprometam outras espécies, que impeçam o predador e favoreçam os coelhos. Atualmente, estão a ser investigados métodos como a “aversão condicionada” (Tobajas *et al.*, 2021), a repulsão (Shivik, 2006), a imun contraceção, a exclusão da predação ou a recuperação da cadeia apical de predadores (Jiménez *et al.*, 2019). Neste último aspeto, os projetos de reintrodução do lince ibérico em Espanha e Portugal desenvolveram técnicas e protocolos específicos, especialmente para a seleção de áreas de reintrodução e a monitorização das populações de coelho-bravo LIFE Ibelince, 2018; LIFE Lynxconnect, [2024](#)).

Neste sentido, a colaboração com os investigadores deve continuar em questões como a conservação do habitat, a gestão da predação, os calendários de defeso e o repovoamento (LIFE Iberconejo, 2023). Em geral, o controlo dos predadores é considerado relevante pelos gestores de caça e dispensável pelos conservacionistas, podendo ser uma fonte de conflito.

Algumas recomendações

Algumas boas práticas cinegéticas, a título de decálogo para a promoção do coelho-bravo, seriam (San Miguel *et al.*, 2014):

- Integrar este tipo de gestão, adaptando outras medidas de forma transversal.
- As boas práticas funcionam, mas não em todo o lado da mesma forma.
- O acompanhamento é a chave, sendo contínuo e metódico.
- Ser rigoroso com as quotas. A caça deve ser suspensa quando as populações estão a diminuir.
- Parar a caça quando forem detetadas as primeiras fêmeas grávidas ou surtos de doenças virais.
- As áreas de reserva funcionam, mas com um mínimo de 5% da reserva.

- Coerência e evitar a promoção de espécies concorrentes ou predadoras, como o javali.
- Evitar os concorrentes e as densidades excessivas de ungulados selvagens ou domésticos, que afetam a alimentação (prados) e o abrigo (mato).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Gestores de caça e caçadores com licenças e armas de fogo ou outras armas (falcoaria, tiro com arco, etc.).
- Cartuchos para caça menor, de preferência biodegradáveis (tampões e invólucro compostáveis, não de plástico) e, se possível, optar por não utilizar chumbo.
- Munições para caça maior, para redução ou ajustamento da capacidade de carga.
- Cães de caça.

Época de realização e condicionantes

- As espécies não cinegéticas protegidas podem ser perturbadas e é imperativo não caçar nas zonas críticas e nos períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) das espécies ameaçadas.
- Em Espanha, o **período** útil decorre aproximadamente de outubro a fevereiro, havendo um mês de caça no verão. Em Portugal, o *período venatório* decorre de setembro a dezembro.
- Em **Espanha** a regulamentação cinegética é da responsabilidade das Comunidades Autónomas (CCAA), que estabelecem anualmente os seus períodos e dias úteis de caça através de Ordens de defeso ou épocas de caça, que são os documentos básicos.

- Quase todas as CCAA desenvolveram legislação cinegética, com base na Lei 1/1970, de 4 de abril de 1970, que constitui a legislação de base para todo o território espanhol. Alguns dos seus artigos foram revogados com a aprovação da Lei 42/2007, de 13 de dezembro, sobre o Património Natural e a Biodiversidade; e a maioria das CCAA já legislou de acordo com as suas competências exclusivas. Além disso, existe uma Estratégia Nacional de Gestão Cinegética (MAPA, [2022](#))⁴⁸.
- As reservas de caça são obrigadas a apresentar Planos de Ordenamento Cinegético (POC) ou Planos Técnicos de caça, com relatórios anuais de capturas.
- Em **Portugal** a legislação cinegética de base é a *Lei de Bases Gerais da Caça* Lei n.º 173/99, regulamentada pelo [Decreto-Lei n.º 202/2004](#), de 18 de agosto; modificada pelo [Decreto-Lei n.º 201/2005](#), de 24 de novembro; [Decreto-Lei n.º 214/2008](#), de 10 de novembro; [Decreto-Lei n.º 9/2009](#), de 9 de fevereiro; [Decreto-Lei n.º 2/2011](#), de 6 de janeiro; [Decreto-Lei n.º 167/2015](#), de 21 de agosto e [Decreto-Lei n.º 24/2018](#), de 11 de abril. No seu conjunto, estabelece “o regime jurídico da conservação, fomento e exploração dos recursos cinegéticos, tendo em vista a sua gestão sustentável, bem como os princípios reguladores da atividade cinegética”.
- Há Ordens de defeso nas “Portarias nas épocas venatórias” de três em três anos. A [Portaria n.º 67/2024, de 22 de fevereiro](#) regula a caça de espécies cinegéticas durante as épocas venatórias de 2024 a 2027.

48 A **Estratégia Nacional de Gestão Cinegética** é o documento de enquadramento orientador e coordenador da caça em Espanha, elaborado ao abrigo da 4ª disposição adicional da Lei 21/2015, de 21 de julho, que altera a Lei 43/2003, de Florestas. Contém uma série de propostas que podem ser adotadas pelas administrações de caça competentes. Está estruturado em 5 **objetivos**, que se desdobram em metas, medidas e ações, com 91 indicadores de acompanhamento do grau de execução:

1. Modelo de caça sustentável integrado no desenvolvimento rural e na gestão do meio natural, em equilíbrio com outras funções, usos e serviços.
2. Diretrizes para uma gestão cinegética sustentável para enfrentar novos desafios.
3. Sistemas de informação e monitorização interoperáveis.
4. Coordenação interadministrativa e intersectorial.
5. Promoção de benefícios e formação.

- Para além disso, existem diferentes *Despachos relativos a Zonas de Caça, Direito de Não Caçar, Áreas de Refúgio de Caça, Zonas de Caça Nacionais e Conselhos Cinegéticos Municipais* (ICNF, [2024](#)).
- Em Portugal só é possível a reprodução em cativeiro, a importação, a transferência e a reintrodução de exemplares da subespécie *Oryctolagus cuniculus algirus* (Portaria n.º 464/2001 de 8 de maio).
- Existem *Planos de Gestão* para as zonas de caça (municipal, associativa ou turística), onde são definidas quotas sazonais, áreas de abrigo ou gestão de *habitats*, de acordo com o *Plano de Ordenamento e Exploração Cinegética* (ICNF, 2023).
- Existe um acordo entre Espanha e Portugal relativo à regulamentação da caça nas águas e margens das extensões internacionais (e.g. Rio Minho-Minho).

Pormenores de execução

- A adequação da utilização da caça, segundo quotas, períodos ou modalidades, depende da regulamentação, mas sobretudo dos caçadores.
- É necessária uma **gestão cinegética**, com análise e planeamento para uma rentabilidade sustentável, económica e ecológica.
- Qualquer decisão que afete a atividade cinegética e a conservação deve ser compreensível, proporcional e consensual, sob a premissa da sustentabilidade (Brainerd, 2007; Covisa, 2015) e enquadrada na Estratégia Nacional de Gestão Cinegética em Espanha (MAPA, [2022](#)), noutras estratégias de referência em Portugal (ICNF, [2024](#)) e na Carta Europeia da Caça e da Biodiversidade.
- A gestão cinegética para promover os coelhos favorece outras espécies; e.g., o coelho pode atuar como uma “espécie escudo” para as perdizes (Moleón et al., 2011).

- Establecimiento de **quotas** de acordo com as indicações do controlo contínuo, que será pelo menos nos níveis máximos de população (final da primavera), antes do início da época de caça e semanalmente após o início da época de caça (também com dados de captura).
- Monitorização com o método *Distance sampling* (ou outros, e.g. Observatório de caça) permite estimativas de abundâncias absolutas. As abundâncias relativas são estimadas por contagem direta de coelhos (Índices Quilométricos de Abundância ou IKA), número de coelhos caçados / estação, ou por latrinas / km (ver Indicadores).
- Numa zona de caça com aptidão média, a **quota para a sustentabilidade** em anos de má reprodução seria um máximo de 20% da população pré-caça; em anos normais, 30%; em anos muito bons, 40%; e em anos excecionais, até 50% (Lucio, 1991).
- A caça deve cessar quando as populações tiverem diminuído nas percentagens correspondentes à qualidade do ano.
- A caça deve ser interrompida quando forem detetadas reduções relevantes nas abundâncias relativas; quando o IKA nos máximos populacionais for inferior a 7 coelhos / km (10 coelhos / km se se pretender promover). Ou, se com um esforço constante (número de espingardas / dia) o número de coelhos diminui significativamente (Agudín *et al.*, 2011). Em casos extremos, pode ser necessária uma moratória.
- Deverá ser considerado o efeito sobre outras espécies cinegéticas ou protegidas na adoção de outros **períodos** úteis.
- As **áreas de reserva** podem ser estabelecidas entre 5-10% da reserva de caça, independentemente das zonas de segurança. Se se estabelecem em zonas centradas com boas densidades, estas funcionarão como “áreas fonte” para o resto da reserva e *zonas de caça*, uma vez que os coelhos podem dispersar-se mais de 3 km

(embora as zonas de reprodução sejam mais pequenas, cerca de 300 m). Em Portugal é de 10%.

- Os **Relatórios anuais** sobre os resultados das capturas devem conter informações exatas, uma vez que fornecem estatísticas de caça valiosas e servem para comunicar informações sobre a atividade cinegética realizada durante a época anterior e as melhorias de gestão introduzidas.
- Na floresta mediterrânica, as densidades de **ungulados** podem ser consideradas excessivas a partir de 15-20 exemplares / 100 ha / 100 ha (San Miguel *et al.*, 2014), dependendo do ambiente e da suplementação, e portanto com a necessária exclusão de herbívoros.
- A capacidade de carga (**K**) da caça grossa não é constante. A disponibilidade de alimentos e a sustentabilidade do ambiente são fatores que a determinam, podendo ser calculada a capacidade alimentar ou o cálculo da biomassa vegetal (APROCA-FCBDH, 2012).
- Especificamente para o **javali**, promover a caça no controlo e prevenção da sobreabundância, regulamentação da alimentação suplementar, controlo em terrenos não cinegéticos, minimização do risco de cruzamento com outras formas domésticas e/ou selvagens, evitar o acesso a resíduos SANDACH (PREVPA, 2022) e outros, nomeadamente para prevenção de acidentes de viação (Torres, 2022).
- Para que o **controlo da predação** seja eficaz a longo prazo, são necessários esforços constantes e alargados. O período mais adequado é o período de reprodução, por exemplo, quando se caça raposas com cães em tocas. Mas esse tempo tem implicações para outras espécies (e.g., o texugo, embora não se tenha atuado sobre o mesmo).
- A pressão dos predadores e outras circunstâncias podem moldar o comportamento dos coelhos e tornar a caça mais previsível. Con-

siderar a possibilidade de uma “caça ética”, não tirando partido das circunstâncias ou da previsibilidade.

- A recuperação populacional do **lince** ibérico reduz a presença de mesopredadores terrestres (Jiménez *et al.*, 2019). Os acordos de colaboração entre caçadores, conservacionistas e administrações foram fundamentais para a conservação e gestão do coelho.
- Os **acordos de custódia cinegética do território** implicam o aconselhamento, a gestão eficaz, o reconhecimento (“preservação conservadora”) e a criação de recursos (PCTFB, 2020).
- No que diz respeito à **perceção social**, a redução da pressão cinegética e o aumento do controlo dos predadores são medidas claramente apoiadas nas opiniões dos caçadores em zonas de escassez de coelhos. Alguns responsáveis governamentais questionam se a promoção do coelho deve ser feita à custa da eliminação dos predadores, pois consideram que o coelho deve ser uma presa prioritária para outros animais selvagens e não um recurso cinegético (IESA-CSIC, 2024).
- Apontar para medidas de gestão integrada, que podem ser muito amplas, incluindo a gestão cinegética, florestal ou a de Espaços Naturais Protegidos (Delibes-Mateos *et al.*, 2014), conciliando necessidades, interesses e restrições (APROCA-FCBDH, 2012).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Foram identificadas cinco medidas com potencial financiamento da PAC (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha** a *gestão cinegética, a redução ou adaptação da pressão cinegética, a exclusão de herbívoros, a exclusão de predadores e o controlo de predadores* podem ser elegíveis para financiamento da PAC

(2023-27) com quatro intervenções PEPAC. Todas elas a nível regional, no âmbito do segundo pilar, sendo intervenções agro-ambientais, investimentos não produtivos e cooperação (Tabela 40). Outras fontes de financiamento através dos fundos do FEDER são também possíveis em 10 CCAA. No caso da medida 6502.1 em Castilla-La Mancha, pode ser utilizada para compensar a renúncia à caça de espécies de presas a favor de predadores ameaçados.

Tabela 40. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de gestão cinegética, adequação da pressão cinegética, exclusão de herbívoros, exclusão de predadores e controlo de predadores

Código de Intervenção da PAC Espanha & Nome da intervenção PEPAC		Gestão Cinegética	Redução ou ajustamento da pressão cinegética	Exclusão de herbívoros	Exclusão de predadores	Controlo de predadores
6502.1	Compromissos de gestão florestal	1	-	-	-	-
6844	Alterações climáticas, recursos naturais e biodiversidade	-	1	1	1	1
6871	Serviços básicos no ambiente natural	-	1	1	1	1
7165	Cooperação para o meio ambiente	1	1	-	-	1
TOTAL	4	2	3	2	2	3

Em **Portugal**, as mesmas medidas são elegíveis para o financiamento da PAC (2023-27), com duas intervenções, e a escala de aplicação é para os 18 distritos continentais (Navarro & Mattos, 2024) (**Tabela 41**).

Tabela 41. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de gestão cinegética, redução ou ajustamento da pressão cinegética, exclusão de herbívoros, exclusão de predadores e controlo de predadores

Código de Intervenção da PAC Portugal & Nome da intervenção PEPAC		Gestão cinegética	Diminuição ou adequação da pressão cinegética	Exclusão de herbívoros e javalis	Exclusão de predadores	Controlo de predadores
C.2.1.2	Melhoria do desempenho ambiental	1	1	1	1	-
C.3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem	-	-	-	1	1
TOTAL	2	1	1	1	2	1

O PEPAC de Portugal permite que todas as medidas de conservação e gestão do coelho propostas sejam levadas a cabo através das diferentes intervenções. No entanto, o controlo dos predadores só pode ser efetuado pelas autoridades públicas responsáveis pela gestão da fauna selvagem (ICNF, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas). O controlo poderia ser efetuado no âmbito da medida C.3.2.7, mas com a obtenção das autorizações adequadas (Navarro & Mattos, 2024).

Preços unitários antes de impostos

Algumas destas ações (Plano de Ordenamento Cinegético, Plano técnico de caça, Plano de Gestão zonas de caça) implicam custos relativos e, devido à sua importância, devem ser planeadas em pormenor:

Tabela 42. Preços para medidas de gestão cinegética, ajustamento da pressão cinegética, exclusão de herbívoros, exclusão de predadores e controlo de predadores

€	Unidade	Conceito
600-1.200€	un.	Elaboração de um Plano de Ordenamento Cinegético (POC), Plano técnico de caça, Plano de aproveitamento cinegético (Espanha), Plano de Gestão zonas de caça (Portugal) ou relatório técnico. Inclui o Relatório anual de gestão cinegética.
2,5€	un.	Munições para caça grossa, para a adequação da capacidade de carga. E.g., um calibre médio como o 270 Win ou 30-06 com um projétil de cerca de 150 grãos em média. Outros custos, como seguros, licenças ou taxas, reciclagem de peças, etc., também devem ser considerados.
10,74€	m.	Perímetro de pastor elétrico com 4 fios. Um de 800 metros lineares custaria 8.592€.
36€	un.	Afugentador sonoro e ultrassónico para javalis, raposas e outros carnívoros.
207€	un.	Canhão simulador de tiros, espantalho e outros.
8€	un.	Afugentador com luzes, ou com som por rádio portátil.
10,3€	Kg	Repelente contra javalis.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Problemática e perceção social

Na Península Ibérica, o coelho-bravo está em declínio generalizado em 70% do território e as ações para o promover estão bem estabelecidas em ambos os países. De acordo com a análise da perceção social (junto dos *intervenientes sociais diretamente envolvidos na gestão do coelho-bravo*), os fatores que influenciam o declínio do coelho são as doenças que afetam o coelho; o tipo e a quantidade de predadores naturais do coelho; as alterações do *habitat*, a deterioração do *habitat* tradicional; a proliferação da caça grossa; as densidades pecuárias e os tipos de gado e a intensidade da caça. As medidas

de recuperação das populações de coelhos, deste ponto de vista da percepção, seriam (IESA-CSIC, 2024):

- Para prevenir as doenças: vacinação e pulverização das tocas.
- Para reduzir as capturas: controlo / redução dos predadores naturais; e limitações da caça.
- Para a melhoria do *habitat*: abrigo (palheiro, plantação, etc.) e alimentação (terreno em mosaico, sementeira, etc.).
- Outras medidas, como a translocação de coelhos.

Os pontos de **consenso** nas zonas que necessitam de promoção do coelho seriam: a dificuldade de recuperação do coelho devido à incidência recorrente de doenças e a importância da recuperação do *habitat*. Por outro lado, os pontos de **discrepância** nestas zonas seriam a necessidade de controlo dos predadores e a limitação da caça.

Além disso, de acordo com esta análise (neste caso, a uma amostra representativa da população em geral), houve diferenças significativas na evolução das populações nos últimos 10-15 anos, com mais de 80% dos inquiridos em zonas de escassez a considerarem que as populações tinham diminuído e 64,5% dos inquiridos em áreas de prejuízos a considerarem que tinham aumentado muito (IESA-CSIC, 2024).

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

A gestão da caça ao coelho é muito significativa, com um impacto socioeconómico importante e uma grande contribuição para a conservação e a melhoria do *habitat* (Delibes-Mateos *et al.*, 2014, 2021).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou 26

estudos⁴⁹, principalmente em Espanha e Portugal, mas também alguns fora da área de distribuição original do coelho, que avaliaram os efeitos da redução da pressão cinegética, da exclusão de predadores e herbívoros, e do controlo de predadores, centrados na Conservação ou Promoção do coelho-bravo (Soria, 2023).

Adaptação da pressão cinegética.

O aproveitamento cinegético do coelho, de um modo geral, continua a ser regulada por critérios que remontam ao tempo em que a sua abundância era tal que era necessário controlá-la, como na primeira metade do século XX. A aplicação dos mesmos critérios a unidades populacionais com tendências negativas em termos de abundância não é sustentável (Agudín *et al.*, 2011). Mas será que acabar com a caça ao coelho aumenta as populações de coelhos? Dois estudos observacionais em Espanha (sul e nordeste) avaliaram os efeitos de uma **pressão cinegética reduzida ou baixa**, sem efeitos e com respostas positivas da população:

- Por um lado, as estratégias mais utilizadas foram a gestão do *habitat*, a redução da caça e o controlo dos predadores, as translocações e a prevenção de parasitas e doenças. Nenhuma destas estratégias foi associada a um aumento da abundância a curto prazo (Angulo, 2003).
- Por outro lado, as populações estavam positivamente correlacionadas com a baixa pressão cinegética. Algumas populações de coelhos sujeitas a uma menor pressão cinegética recuperaram melhor após a entrada da RHD (Williams *et al.*, 2007).

Além disso, uma análise em 24 zonas de caça no centro de Espanha (Toledo e C. Real), ao abrigo da submedida 15.1 do Programa de Desen-

49 Soriguer, 1991; Smith *et al.*, 1995; Sinclair *et al.*, 1998; Calvete, 1999; Angulo, 2003; Angulo *et al.*, 2004; Calvete *et al.*, 2005; Williams *et al.*, 2007; Catalán *et al.*, 2008; Delibes-Mateos, 2008; McLeod *et al.*, 2008; Delibes-Mateos *et al.*, 2009; Beja *et al.*, 2009; Carneiro *et al.*, 2010; Fernández-Olalla, 2011; Petrovan *et al.*, 2011; Agudín *et al.*, 2011b; Carpio *et al.*, 2014; Serronha *et al.*, 2014; Fernández de Simón *et al.*, 2015; Garrote & Pérez de Ayala, 2019; Jiménez *et al.*, 2019; Rueda *et al.*, 2021; Fernández López, 2023; y LIFE Iberconejo, 2023 (PDR 2014-20, submedida 15.1).

volvimento Rural de Castilla-La Mancha 2014-20, que deixou de caçar coelhos, e com monitorização da abundância como zona de lince ibérico entre 2018-20, indicou a importância das circunstâncias locais (tendência, *habitat*, doenças, gestão) e o efeito da densidade anterior, encontrando algumas tendências positivas, embora fosse necessária uma série temporal mais longa. A cessação da caça poderia conservar ou melhorar a recuperação do coelho, mas dependia de fatores externos e da situação de base (LIFE Iberconejo, 2023). De igual modo, a precipitação do ano anterior correlacionou-se com os danos na agricultura e caçaram-se mais coelhos onde havia mais danos e mais superfície cultivada (LIFE Iberconejo, 2024).

Além disso, quando o objetivo é a promoção da população, a época de caça deve terminar antes do início da época de reprodução:

- Manutenção de uma política flexível de defeso quando começam a ser detetadas fêmeas grávidas (Soriguer, 1991).
- Pode ser necessário estabelecer um zonamento norte-sul, devido às duas subespécies e às suas diferenças ecológicas e reprodutivas, com áreas prioritárias para coelhos ou predadores ameaçados (WWF Espanha, 2017a).

Do mesmo modo, três estudos realizados em Espanha (sul e nordeste) avaliaram, com recurso à modelização, a época do ano mais adequada para a atividade cinegética, com os efeitos da manutenção da época de caça no outono, encontrando respostas populacionais negativas (outono) e positivas (verão):

- Por um lado, a época de caça de outubro a dezembro revelou-se a mais negativa, enquanto que no final da primavera o número de coelhos a extrair foi maximizado, mantendo a abundância (Angulo *et al.*, 2004).
- Por outro lado, durante o verão, a caça foi mais orientada para os

juvenis, enquanto no outono foi mais orientada para os juvenis e os machos. No verão, haveria uma tendência para a sobre-exploração (Calvete *et al.*, 2005).

- Do mesmo modo, num terceiro estudo, o maior aumento seria conseguido com a caça durante o pico da população, de maio a junho, e nas datas atuais, a caça de 30% da população diminuiria no ano seguinte. Este modelo também previa que, mudando as datas para o pico da população, o número de coelhos caçados seria maior, 25-30% maior, e que a população continuaria a crescer no ano seguinte (Angulo & Villafuerte, 2004). No entanto, existem modelos alternativos, como o citado anteriormente (Calvete *et al.*, 2005).

Do mesmo modo, um estudo experimental no centro de Espanha (Castilla-La Mancha) avaliou a **caça de verão**:

- Se caçados no pico da população, o número foi muito superior (até 46%), no ano seguinte os nascimentos por marouço não foram diferentes entre o grupo de controlo não caçado e o caçado no inverno; e se caçados no verão, a taxa de natalidade aumentou até 70% (Carneiro *et al.*, 2010).

Além disso, três estudos observacionais (um estudo no centro e sul de Espanha e dois no sul e sudeste de Portugal) avaliaram os efeitos da **gestão cinegética intensiva** (não da caça intensiva), com respostas positivas para a população:

- A abundância foi maior nas zonas de caça geridas intensivamente do que nas zonas protegidas e não protegidas. Nas zonas de caça existem frequentemente práticas de gestão destinadas a aumentar a densidade, como a gestão do *habitat* (Delibes-Mateos *et al.*, 2009).
- A abundância de espécies de caça menor, incluindo coelhos, foi maior nas zonas de caça do que noutras áreas (Beja *et al.*, 2009).

- A abundância de coelhos foi limitada pelo uso e tipo de terra, clima, topografia e gestão cinegética. As áreas com gestão intensiva da caça tinham mais indivíduos (Serronha *et al.*, 2014).

Por último, no que diz respeito às **modalidades**, dois estudos (um no sul de Espanha e outro em Inglaterra, fora da área de distribuição) avaliaram a sua adequação:

- Algumas delas são prejudiciais em populações de baixa densidade, como a caça com furão e espingarda, uma vez que este método pode provocar a aversão dos coelhos ao marouço e capturar mais fêmeas do que machos, bem como matar animais dentro do marouço (Soriguer, 1991).
- Em contrapartida, a caça com espingarda e com cães matou mais machos do que os outros métodos de caça (Smith *et al.*, 1995).

Exclusão de predadores e herbívoros

Os predadores podem ser especialistas ou generalistas, embora se situem num espectro entre os dois extremos, com diferenças no impacto sobre as populações das suas presas, como os coelhos. Os predadores generalistas que atuam de forma oportunista podem impedir a recuperação das espécies de presas, criando um “sumidouro de predação” (Reynolds & Tapper, 1995; Sinclair *et al.*, 1998; Fernández Olalla, 2011). Em contrapartida, os predadores especializados, como o lince ibérico, podem deslocar os mesopredadores através da competição interespecífica e ter um efeito positivo nas populações de coelhos (Jiménez *et al.*, 2019; Burgos *et al.*, 2023). Neste sentido, alguns modelos predador-presa podem prever a evolução das populações.

Dois estudos (de observação e de modelização) em Espanha (centro e sul) avaliaram os efeitos da presença de **javalis, veados e ambos**:

- A abundância de javalis teve um impacto negativo na abundância de coelhos e na cobertura de leguminosas; e parecia haver competição por alimentos (Carpio *et al.*, 2014).

- A abundância de coelhos está correlacionada negativamente com a abundância de javalis e veados. Os coelhos atingem as densidades mais elevadas em *habitats* agrícolas, principalmente em culturas de sequeiro e lenhosas. Em geral, uma maior diversidade do coberto vegetal beneficia as populações de coelhos. É possível que o javali e o veado interajam com a seleção do *habitat* do coelho nas zonas onde estes são mais abundantes (Fernández López, 2023).

Outro estudo observacional em Espanha (sudeste) avaliou os efeitos da **presença de raposas** (*Vulpes vulpes*):

- O coelho constituía 60-99% da dieta da raposa, independentemente da abundância de coelho. Os períodos com maior predação coincidiram com menor densidade de coelhos e vice-versa (Fernández de Simón *et al.*, 2015). Por conseguinte, registou-se uma resposta negativa da população.

Do mesmo modo, outro estudo observacional no centro de Espanha avaliou o impacto dos **sacarrabos** (*Herpestes ichneumon*):

- Os coelhos foram o alimento mais importante dos mangustos nas duas áreas de estudo com a maior densidade de lagomorfos, enquanto as perdizes quase não apareceram na dieta em todas as áreas. O impacto estimado da predação sobre os coelhos foi menor na zona com maior densidade do lagomorfo (1,9-3,8% da população) do que nas outras duas zonas (5,6-29%), o impacto concentrou-se nos juvenis, com menor valor reprodutivo, e foi reduzido nos adultos (<5%). Por conseguinte, a reação negativa das populações foi reduzida e o estudo sugere que o impacto sobre as populações de coelhos e perdizes está longe de ser o que se pensava (Desclazo *et al.*, 2024).

Além disso, um estudo experimental e de modelização no sul de Espanha avaliou os efeitos da **exclusão de herbívoros e javalis**:

- A abundância de coelhos aumentou ainda mais após a implementação de medidas (vedação de exclusão de herbívoros e javalis, marouços artificiais, água) (Catalán *et al.*, 2008). Por conseguinte, registou-se uma resposta positiva da população.
- No entanto, noutro estudo observacional, as cercas de exclusão de predadores terrestres não aumentaram a sobrevivência dos coelhos translocados, sendo o período de aclimação a chave (LIFE Iberconejo, 2023).

Por último, seis estudos de observação no sul e sudoeste de Espanha (Andaluzia e Extremadura) avaliaram os efeitos da presença e reintrodução do **lince ibérico**:

- A existência de lince ibérico reduz a presença de outros predadores terrestres (Valverde, 1967).
- Os mangustos e as genetas não selecionaram o espaço do lince, evitando a predação “intragremial” (Palomares *et al.*, 1996).
- Os efeitos positivos da presença do lince ibérico nas populações de coelho-bravo foram demonstrados e o efeito baseia-se no papel de exclusão dos mesopredadores terrestres (Agudín *et al.*, 2011b).
- A proporção de estações onde foram detetadas raposas, mangustos, martas, gatos-bravos e civetas foi significativamente menor onde os lince estavam presentes, mas não foram encontradas diferenças para os texugos (Garrote & Pérez de Ayala, 2019).
- A presença do lince reduz a presença de mesopredadores, principalmente raposas e mangustos. O lince gera efeitos positivos em cascata nos níveis tróficos inferiores, especialmente nas principais espécies de presas (coelho e perdiz-vermelha), fazendo com que ambas as espécies recuperem por sua vez em áreas com lince ibérico; e, portanto, há um impacto positivo do lince, não apenas no

estado de conservação da própria espécie, mas em todo o ecossistema (Jiménez *et al.*, 2019).

- Durante as fases iniciais da reintrodução, não se verifica qualquer efeito da abundância de coelhos ou da densidade de lince na dimensão do território. A população reintroduzida estabelece-se com sucesso, mas são necessários mais de cinco anos para estabilizar os territórios. Os movimentos exploratórios podem ser grandes e em qualquer direção, mesmo quando o *habitat* e os coelhos ainda são abundantes (Rueda *et al.*, 2021).

Controlo de predadores

As doenças enzoóticas virais (mixomatose, RHD) e o aumento da predação são geralmente citados como os principais fatores que impedem a recuperação das populações de coelhos (Moreno *et al.*, 2007). A predação é um mecanismo natural que, por seleção, melhora a genética das populações de coelhos, elimina coelhos doentes ou fracos, reduz a competição entre espécies de presas, regula as populações de predadores e mantém a funcionalidade do ecossistema (San Miguel *et al.*, 2014). O efeito final dos predadores sobre as suas presas pode ser regulador (dependente da densidade) ou não, e ter um efeito estabilizador ou não (Fernández-Olalla, 2011).

Seis estudos (quatro observacionais, um misto de experimental e modelação e uma revisão) avaliaram os **efeitos do controlo de predadores**; foram enquadrados na Conservação ou Promoção do coelho-bravo e um no controlo de espécies invasoras. Quatro estudos foram realizados em Espanha (nordeste, centro e sul) e dois em países fora da área de distribuição original (Inglaterra e Austrália):

- A eficácia da vacinação foi parcialmente compensada pelo aumento da predação. Embora a eficácia do controlo dos predadores tenha sido parcialmente compensada por um aumento do EHV (Calvete, 1999).

- As estratégias mais utilizadas foram a gestão do *habitat*, a redução da caça, o controlo dos predadores e outras. Nenhuma destas estratégias teve um aumento a curto prazo na abundância de coelhos (Angulo, 2003).
- A gestão do *habitat* e a remoção de predadores foram as principais atividades associadas às alterações populacionais (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).
- Numa análise da eficácia dos controlos da raposa na Austrália (veneno, tiro, armadilhas, barreiras elétricas e mistas), os coelhos aumentaram o seu número na ausência do predador (McLeod *et al.*, 2008).
- Em Inglaterra, à escala da paisagem, densidades elevadas de coelho foram associadas à existência de margens de campos e a políticas de remoção de predadores (Petrovan *et al.*, 2011).
- A médio prazo, é mais rentável investir no controlo da predação das espécies presas do que nas capturas e abates (Fernández-Olalla, 2011).

Assim, houve três respostas populacionais positivas e três sem efeito. Além disso, existem outras publicações sobre métodos de controlo de predadores, especialmente para raposas (Muñoz-Igualada *et al.*, 2010) ou sobre a gestão de predadores generalistas (Díaz-Ruiz & Ferreras, 2013). Além disso, estudos observacionais de controlo de predadores indicaram que nos locais onde é realizado há uma menor riqueza de carnívoros, o que pode dever-se à falta de seletividade dos métodos e a um efeito de atração e afundamento (LIFE Iberconejo, 2023). No entanto, é geralmente considerada importante pelos gestores cinegéticos (Delibes-Mateos *et al.*, 2008) e desnecessária pelos conservacionistas, podendo ser uma fonte de conflito.

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície (ha) gerida com um Plano de Ordenação Cinegética ou técnico (Espanha) e um *Plano de Gestão para a zona de caça* (Portugal).
- Quotas estabelecidas por período útil (Espanha) ou por *período venatório* (Portugal).
- Número de caçadores, dias e modalidades.
- Número de coelhos caçados ou capturados, quotas atingidas (%) e períodos.
- Densidades de ungulados / 100 ha.
- Superfície de exclusão de herbívoros concorrentes através da separação de áreas de caça grossa e de caça miúda.
- Número de ungulados caçados, retirados ou excluídos para efeitos de adequação das cargas de caça grossa.
- Número, métodos e esforço de *controlo da predação* (de dissuasores, repelentes, afugentadores, barreiras, malhas metálicas, cercas, pastores elétricos, abrigos naturais e artificiais, gestão de fontes de alimentação artificiais, presas alternativas ou presença de predadores apicais).
- Número de javalis e raposas caçados por controlo de predadores e métodos.
- Número e superfície com acordos de custódia cinegética do território.
- Número e superfície dos acordos de colaboração ou acordos entre caçadores, conservacionistas e administrações.

Indicadores específicos:

- Abundâncias absolutas do coelho (por amostragem *Distance sampling* ou outras, e.g. *Observatório cinegético*) para o estabelecimento de quotas, estimadas pelo menos nos máximos de população e antes do início da época de caça.
- Abundâncias relativas, amostradas nos picos populacionais na zona de caça e na zona de reserva ou de controlo, por coelho / km (IKA) ou número de latrinas / km.
- Abundâncias relativas estimadas por número de coelhos caçados/semana (durante a temporada ou período útil) e durante a temporada (dados de capturas totais).
- Esforço cinegético: número de caçadores / número de dias de caça.
- Percentagem da quota (20%-30%-40%-50% da população pré-caçada) para a sustentabilidade em função do clima e da reprodução.
- Relatório anual de caça que inclui variáveis sobre o tipo de caça, o número de dias de caça, o número de caçadores e uma coluna de zeros (que reflète se a caça foi efetuada e não houve captura ou se não houve caça) para evitar erros associados.
- Superfície, percentagem da reserva, localização e densidades das áreas de reserva.
- Abundâncias absolutas ou relativas de herbívoros, javalis e raposas.
- Abundâncias absolutas ou relativas de outras espécies de presas (perdiz, lebre) e de espécies especializadas de predadores de coelhos.
- Grau de cumprimento dos critérios do Protocolo de Seleção de Áreas de Reintrodução do Lince Ibérico (LIFE Lynxconnect, 2021).

Indicadores de eficácia:

- Tendências das abundâncias absolutas de coelho no terreno de caça e na *zona de caça*, nos picos populacionais e na pré-sazonalidade.
- Tendências do número absoluto de coelhos caçados por época.
- Tendências do número de coelhos caçados com esforço constante (número de espingardas / dia).
- Tendências da abundância relativa de coelhos nas reservas e *zonas de caça*.
- Tendências das abundâncias absolutas (por *Distance sampling*) de ungulados herbívoros (nas zonas de exclusão e de não-exclusão ou em toda a área).
- Tendências absolutas e relativas do javali e da raposa.

REFERÊNCIAS

Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. 2011. *Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundação CBD-Hábitat, Madrid.

Agudín, S., Silvestre, F., Guil, F., Oria, J., El Khadir, N. 2011b. *Efecto de la presencia de lince y zorro sobre la abundancia de conejo de monte estimada a partir de indicios indirectos*. 2011. II Congreso Internacional sobre el conejo de monte. Proyecto Life+ 07/NAT/E/000742 Priorimancha. Toledo (España), 24-25 de noviembre de 2011. Pagina 47.

http://www.priorimancha.es/documentos/actas_congreso_conejo_toledo.pdf

Angulo, E., 2003. *Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Capítulo 2: *El uso de las estrategias múltiples para la gestión de la caza menor: implicaciones en la conservación natural*. Universidade Complutense de Madrid, Madrid.

Angulo, E., Villafuerte, R., 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation* 115, 291-301. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00148-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00148-4)

APROCA España-Fundación CBD-Hábitat. 2012. *Manual de Gestión para propietarios y gestores de fincas privadas. Buenas practicas Cinegéticas y Forestales para la Conservación del Medio Natural*. Ciudad Real. APROCA-FCBDH, 2012.

Beja, P., Gordinho, L., Reino, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M., Borralho, R., 2009. Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *Eur J Wildl Res* 55, 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0236-1>

Brainerd, S. 2007. *European Charter on Hunting and Biodiversity*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats - Standing Committee 27th meeting, Council of Europe, Strasbourg. <https://rm.coe.int/168074649f>

Burgos, T. et al. 2023 Top-down and bottom-up effects modulate species co-existence in a context of top predator restoration. *Scientific Reports*, 13: 4170. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31105-w>

Calvete, C., 1999. Tesis doctoral: Epidemiología de Enfermedad Hemorrágica (VHD) y mixomatosis en el conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) en el valle medio del Ebro - Modelización de VHD y herramientas de gestión. Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., 2005. Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation* 121, 623-634. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.013>

Calvete, C. 2008. La predación sobre el conejo de monte. En: Garrido Martín J.L. Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza nº 3. Ed. FEDENCA-Escuela Española de Caza, Madrid, 2008. 285 pp.

Carneiro, M., Blanco-Aguilar, J.A., Villafuerte, R., Ferrand, N. y Nachman, M.W. 2010. Speciation of the European rabbit: islands of differentiation on the X chromosome and autosomes. *Evolution* 64.

Carpio, A.J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., Tortosa, F.S. 2014. The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology*, 20(3), 161-166. <https://doi.org/10.2981/wlb.13113>

Cassinello, J. 2013. La caza como recurso renovable y la conservación de la naturaleza. Catarata-CSIC.

Catalán, I., Rodríguez-Hidalgo, P., Tortosa, F.S., 2008. Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *Eur J Wildl Res* 54, 449-453. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0169-0>

Covisa, J. 2015. *Caza Sostenible*. Fundación Caza Sostenible.

Delibes-Mateos, M. 2006. *Relaciones entre los cambios poblacionales de conejo, la gestión cinegética, el hábitat y los predadores: Implicaciones para la conservación*. Tesis doctoral, IREC, C. Real.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, F. and Villafuerte, R. 2009. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why don't they match? *European Journal of Wildlife Research* 55: 169-176.

Delibes-Mateos, M. et al. 2014. Conservationists, hunters and farmers: the European rabbit *Oryctolagus cuniculus* management conflict in the Iberian Peninsula. *Mammal Rev.* 44: 190-203. <https://doi.org/10.1111/mam.12022>

Delibes-Mateos, M. et al. 2021. European Rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In Hackländer, K. & Zachos, F. E. (eds.), *Handbook of the Mammals of Europe*, Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_13-1

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers Conserv* 17, 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2009. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *Eur J Wildl Res* 55, 65-69. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0216-5>

Descalzo, E., Jiménez, J., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M., Díaz-Ruiz, F. and Ferreras, P. 2024. Quantifying the predation impact of an expanding mesocarnivore on declining small-game species. *J Zool.* <https://doi.org/10.1111/jzo.13231>

Díaz-Ruiz, F., Ferreras, P. 2013. Conocimiento científico sobre la gestión de predadores generalistas en España: el caso del zorro (*Vulpes vulpes*) y la urraca (*Pica pica*). *Ecosistemas* 22(2):40-47. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.07

Fernández López, J., 2023. *Patrones de distribución del conejo europeo respecto a tres ungulados silvestre en Castilla La Mancha*. In: Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. Trujillo, febrero 2023.

Fernández Olalla, Mariana. 2011. *Seguimiento y gestión de sistemas depredador-presa: Aplicación a la conservación de fauna amenazada*. Tesis doctoral. Dirección Alfonso San Miguel Ayanz, Alejandro Martínez Abraín. ETSIM, Madrid.

Fernández de Simón, J., Díaz-Ruiz, F., Rodríguez-de la Cruz, M., Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Ferreras, P., 2015. Can widespread generalist predators affect keystone prey? A case study with red foxes and European rabbits in their native range. *Popul Ecol* 57, 591-599. <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0510-5>

Garrote, G. & Pérez de Ayala, R. 2019. Spatial segregation between Iberian lynx and other carnivores. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42: 347-354. <https://doi.org/10.32800/abc.v42i2.361636>

Gaspar, Mario; Acevedo, Pelayo; Arrondo, Eneko; García-Martínez, Ignacio; Herrero, Juan; Pascual-Rico, Roberto; Sánchez-Zapata, José; Anadón, José. 2025 *The demographic collapse of hunting in the Iberian Peninsula*. *People and Nature*. n/a-n/a. 10.1002/pan3.10770.

ICNF. 2023. *Procedimentos para uso dos projetistas em processos de zonas de caça*. *Caça Formulários*. <https://www.icnf.pt/caca/cacaformularios> & <https://www.icnf.pt/api/file/doc/6fd6d2a4a3831456>

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social*. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

Jiménez, J., J.C Nuñez, F. Mougeot, P. Ferreras, L.M. González, F. Garcia, J. Muñoz, M.J. Palacios, S. Pla, C. Rueda, F. Villaespesa, F. Nájera, F. Palomares and J.V. López-Bao. 2019. Restoring apex predators can reduce mesopredator abundances. *Biological Conservation*, 238: 108234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108234>

LIFE Iberconejo, 2023. Documento resumen de las [Jornadas Iberconejo](#) sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos. Trujillo, febrero 2023.

LIFE Iberlince, 2018. Documentos. <http://www.iberlince.eu/index.php/esp/documentos-esp>

LIFE Lynxconnect, 2021. [Protocolo de selección](#) de áreas de reintroducción del lince ibérico (*Lynx pardinus*). Equipo del Proyecto LIFE Naturaleza y biodiversidad LIFE 19NAT/ES001055 LYNXCONNECT: "Creando una meta población genética y demográficamente funcional de lince ibérico (*Lynx pardinus*).

LIFE Lynxconnect, 2024. Protocolos. <https://lifelynxconnect.eu/protocolos/>

Lucio, A. 1991. Ordenación y gestión en caza menor. Manual de ordenación y gestión cinegética. IFEBA, Badajoz, 219-255.

MAPA 2022. *Estrategia Nacional de Gestión Cinegética*. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas. Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. España.

McLeod, L.J., Saunders, G.R., Kabat, T.J., 2008. Do control interventions effectively reduce the impact of European red foxes on conservation values and agricultural production in Australia? *CEE Review* 06-003. Collaboration for Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/SR24.html

Moleón, M. Sánchez-Zapata, J.A. Gil-Sánchez, J.M. Barea-Azcón, J.M. Ballesteros-Duperón, E. Virgós, E. 2011.

Laying the foundations for a Human-Predator conflict solution: Assessing the impact of Bone-lli's eagle on rabbits and partridges. *PLoS ONE* ISSN: 1932-6203, Volumen 6, nº 7.

Moreno S., Beltrán, J.F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordán, G., Ayala, A., Quintero, C., Jiménez, A., Castro, F., Cabezas, S. e Villafuerte, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research* 34: 652-658.

Muñoz-Igualada J, John A. Shivik, F. G^a Domínguez, J. Lara, L. M. González. 2010. Evaluation of Cage-Traps and Cable Restraint Devices to Capture Red Foxes in Spain. <https://doi.org/10.2193/2007-198>

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Passoni, G., Coulson, T., Cagnacci, F., & Supporting authors. 2024. Celebrating wildlife population recovery through education. *Trends in ecology & evolution*, 39(2), 101-105. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.10.004>

PCTFB. 2020. *El papel de las entidades cinegéticas en la custodia del territorio*. [Fundación Biodiversidad](#) - Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Petrovan, S.O., Barrio, I.C., Ward, A.I., Wheeler, P.M., 2011. *Farming for pests? Local and landscape-scale effects of grassland management on rabbit densities*. *Eur J Wildl Res* 57, 27-34. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0394-9>

PREVPA, Grupo Operativo sobre peste porcina africana. 2022. *Decálogo sobre el control de las poblaciones de jabalí*, Germán Cáceres, MAPA; Christian Gortázar, IREC; Eduardo Laguna, IREC; Joaquín Vicente, IREC; Pelayo Acevedo, IREC; Gonzalo Varas, ARTEMISAN; Luis Fernando Villanueva, ARTEMISAN; Nicolás Urbani, FARCAZA; Juan Herrera, RFEC y Jaime Hurtado, ASICCAZA. Mayo 2022.

Reynolds, J.C., Tapper, S.C. 1995. *Predation by foxes Vulpes vulpes on brown hares Lepus europaeus in central southern England, and its potential impact on annual population growth*. *Wildlife Biology*, 1: 145-158. <https://doi.org/10.2981/wlb.1995.019>

Rueda, C., Jiménez, J., Palacios, M.J., Margalida, A. 2021. *Exploratory and territorial behavior in a reintroduced population of Iberian lynx*. *Sci Rep* 11, 14148 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93673-z>

San Miguel, A. (Coord.). (2014 2ª Edición). *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (lynx pardinus) e da sua presa principal, o coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid.

Sánchez-García, C., Delgado, M., Villanueva, L.F. 2020. *Preguntas y respuestas sobre la caza en España (questions and answers of hunting in Spain)*. Fundación Artemisan, Ciudad Real, España © Carlos Sánchez, María Delgado y Luis Fernando Villanueva.

Serronha, A.M., 2014. *Modeling the factors limiting the distribution and abundance of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus) in SE Portugal*. <http://hdl.handle.net/10174/22988>

Shivik, John A., 2006. *Tools for the Edge: What's New for Conserving Carnivores*, BioScience, Volume 56, Issue 3, March 2006, Pages 253-259, [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0253:TFTEWN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0253:TFTEWN]2.0.CO;2)

Sinclair, A. & Pech, R. & Dickman, Christopher & Hik, David & Mahon, P. & Newsome, A.. (1998). *Predicting Effects of Predation on Conservation of Endangered Prey*. *Conservation Biology - CONSERV BIOL.* 12. 564-575. 10.1046/j.1523-1739.1998.97030.x.

Smith, G. C., Pugh, B., & Trout, R. C. (1995). *Age and sex bias in samples of wild rabbits, Oryctolagus cuniculus, from wild populations in southern England*. *New Zealand Journal of Zoology*, 22(2), 115-121.

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Soriguer Escofet R. C. 1991. *El conejo (Oryctolagus cuniculus, L.) en los hábitats mediterráneos ibéricos. El valor de su Biología, Ecología y Comportamiento en el manejo de sus poblaciones*. In: *Manual de ordenación y gestión cinegética / coords Eduardo Alvarado Corrales, Juan Francisco Beltrán Gala, Juan Carranza Almansa*, 1991, ISBN 84-604-0065-4, págs. 55-60.

Tobajas, J., Descalzo, E., Villafuerte, R., Jiménez, J., Mateo, R., & Ferreras, P. 2021. *Conditioned odor aversion as a tool for reducing post-release predation during animal translocations*. *Animal Conservation*, 24(3), 373-385.

Torres RT, Pinto N, Fonseca C, Pereira G, Barroqueiro C e Carvalho J. 2022. *Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal. Relatório Final*. Departamento de Biologia & CESAM, Universidade de Aveiro, Aveiro, 113 pp.

Valverde J. A. 1967. *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana. CSIC. Madrid.

Webb, N.J. 1993. *Growth and mortality in juvenile European wild rabbits (Oryctolagus cuniculus)*. *Journal of Zoology* 230: 665-677.

Williams, D., Acevedo, P., Gortázar, C., Escudero, M.A., Labarta, J.L., Marco, J., Villafuerte, R., 2007. *Hunting for answers: rabbit (Oryctolagus cuniculus) population trends in northeastern Spain*. *Eur J Wildl Res* 53, 19-28. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0056-0>.

WWF España. 2017a. *Fomento de poblaciones de conejo*. Cap. 2. *El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones*. Proyecto SOS Conejo. <https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.2.1>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 60. O coelho tem um grande interesse socioeconómico, entre outras razões porque é a principal caça menor (foto J. Manzano, RFEC).



Figura 61. A adaptação da gestão cinegética pode promover e conservar o coelho-bravo, com medidas como a adaptação da pressão cinegética e a exclusão de predadores e herbívoros (foto FCBDH).



Figura 62. Na floresta mediterrânica, as densidades de ungulados podem ser consideradas excessivas a partir de 15-20 exemplares / 100 ha, e portanto com a necessária exclusão de herbívoros para promover o coelho (foto FCBDH).



Figura 63. O javali necessita de controlo e prevenção da sobreabundância, ou de regulação da alimentação suplementar, uma vez que a sua profusão excessiva é incompatível com a conservação e promoção do coelho (foto FCBDH).



Figura 64. A recuperação do lince ibérico tem efeitos positivos nas populações de coelho-bravo, devido ao papel de exclusão dos mesopredadores terrestres. Além disso, os acordos de colaboração entre caçadores, herdades, conservacionistas e administrações foram fundamentais para a conservação e gestão do coelho (foto FCBDH).

Capítulo 6.2.

GESTÃO CINEGÉTICA PARA A PREVENÇÃO DE DANOS



Capítulo 6.2.

GESTÃO CINEGÉTICA PARA A PREVENÇÃO DE DANOS

OBJETIVOS

- Prevenção e atenuação dos danos causados pelo coelho-bravo à agricultura através da atividade cinegética e da gestão.
- Reduzir o conflito social associado.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

Em Espanha, em certas regiões e distritos existem zonas com uma superabundância de coelhos-bravos (*Oryctolagus cuniculus* L.)⁵⁰, que atingiram densidades próximas das da primeira metade do século XX, antes da ocorrência de doenças virais. O coelho é a espécie que causa os maiores prejuízos à agricultura em Espanha (53% da superfície perdida para a fauna selvagem, 50% da compensação)⁵¹. Atualmente, não existem casos semelhantes em Portugal. Os danos causados pelos coelhos na agricultura não são recentes, sendo já referidos por Estrabão (29 a. C., livro 3º) ou Cabrera (1914).

50 **Sobreabundâncias:** populações excessivas, mas dependentes da capacidade de carga, tanto ecológica como social. A sobreabundância de uma espécie cinegética ocorre quando a sua densidade populacional é suficientemente elevada para afetar a vida ou o bem-estar humanos, o estado da própria espécie, de outras espécies selvagens e/ou dos ecossistemas que as suportam, dando origem a vários conflitos e problemas. A sobreabundância afeta a aptidão das espécies sobreabundantes, reduz a densidade das espécies com valor económico ou estético, ou causa disfunções no ecossistema (Mateo *et al.*, 2021).

51 Dados da **Agroseguro** (Agrupación Española de Entidades Aseguradoras de los Seguros Agrarios Combinados S.A.). As culturas mais afetadas são os cereais, devido à sua dimensão (93% da superfície afetada por perdas de fauna, 60% da compensação), mas nos últimos anos as vinhas sofreram perdas económicas significativas (21% da compensação). Desde 2012, a Agroseguro dispõe de dados sobre a superfície das parcelas em 2.568 municípios afetados por coelhos (LIFE Iberconejo, 2024).

As medidas consistem em prevenir, controlar ou reduzir os danos causados pelos coelhos através da **atividade cinegética**, principalmente nas zonas agrícolas, mas também noutras zonas onde se verificam densidades médias ou elevadas e conflitos com a espécie. A gestão de controlo de danos pode envolver alterações na gestão agrícola e ecológica, aumento da predação natural ou cinegética, colheita e metodologias de avaliação (LIFE Iberconejo, 2022, 2024).

As medidas de gestão cinegética propostas são de quatro **tipos** e complementares: a regulamentação dos períodos úteis de caça e das autorizações especiais de caça; a aplicação de diferentes tipos de caça; a gestão da predação; e a coordenação local dos intervenientes identificados. Além disso, existe uma gestão integrada juntamente com outras medidas transversais e estruturais. A lógica é reduzir a população reprodutora e intensificar a caça quando ocorrem ou começam os danos (PreveCo, 2021a).

Regulamentação dos períodos úteis e das autorizações especiais de caça

Em **Portugal**, embora não existam atualmente danos generalizados nas culturas pelos coelhos, podem ser feitas "*correções de densidade*" como medida de gestão e o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) poderá autorizar a caça aos coelhos em qualquer altura do ano, com métodos decididos caso a caso. Esta correção pode ser feita através da caça ou, preferencialmente, através de capturas vivas, caso em que os exemplares são deslocados para outro local da mesma zona de caça.

Em **Espanha**, as diferentes administrações competentes estabelecem os períodos úteis de caça e autorizações excecionais para o seu controlo. Os períodos úteis correspondem tradicionalmente aos melhores métodos de controlo das populações, quando há menos densidades e mais adultos, e em geral tendem a ser de outubro a janeiro-fevereiro. As autorizações excecionais ("caça seletiva") permitem quotas elevadas de danos agrícolas, geralmente no final do verão.

A nível regional, os períodos úteis podem ser alargados e os controlos em julho e agosto podem ser regulados. Os controlos das populações não são seletivos por classes etárias e os adultos e os juvenis são recolhidos em proporções iguais. Em populações de elevada densidade e danificadas, a pressão da caça poderia ser aumentada para períodos que se sobreponham à época de reprodução dos coelhos. No entanto, devem ser considerados os efeitos noutras espécies cinegéticas ou protegidas.

Se a população não for regulada pelos defeso ou pelos períodos úteis, podem ser pedidas **autorizações excecionais** em função dos pedidos, da pluviosidade e da reprodução prevista dos coelhos. Os anos chuvosos, desde o outono até ao início da primavera, favorecem a taxa de reprodução dos coelhos, embora a diminuição da precipitação ou o tempo seco possam significar maiores danos.

Em algumas regiões de Espanha, quando se verificam problemas graves e generalizados de danos (o âmbito de aplicação ultrapassa uma dimensão geográfica contínua, comarcas ou províncias), são declaradas zonas ou “comarcas de **emergência cinegética**” (CEC, ou similares), que prevêm a adoção de medidas temporárias de carácter excepcional, como a prorrogação do período útil para armas de fogo e de capturas vivas. O projeto LIFE Iberconejo propõe uma série de critérios normalizados para a declaração de emergências cinegéticas (Tabela 43). Entre estes, poderiam ser selecionados alguns critérios comuns, facilmente avaliáveis em todos os territórios, uma vez que se trata de informações relativamente fáceis de aceder ou que já estão a ser recolhidas, tais como dados sobre os danos, controlos excecionais, abundância e também pareceres de peritos⁵². Os restantes seriam *critérios facultativos*, que apenas se aplicam a determinados territórios, quer porque a informação a avaliar não está disponível, quer porque se trata de pressupostos regionais específicos.

52 Consulta um conjunto de profissionais competentes e com vastos conhecimentos numa área específica em estudo para obter uma visão credível e um parecer qualificado. Trata-se de uma “opinião informada de pessoas com experiência na matéria, que são reconhecidas por outros como peritos qualificados na matéria e que podem fornecer informações, provas, juízos e avaliações” (Escobar-Pérez e Cuervo-Martínez, 2008).

Tabela 43. Critérios para a declaração de emergências cinegéticas

Critérios gerais	Critérios específicos	Indicadores
Danos	Dados Agroseguro s.a.	Hectares (ha) afetados, mais do que compensados ou declarados / município. Estes dados poderiam ser completados com dados sobre os pagamentos efetuados pelas sociedades de caçadores.
Controlos excecionais	Comunicações, pedidos e autorizações	Municípios sem ou com comunicações, pedidos ou autorizações prévias para controlos da população
Abundâncias (deve ser utilizado o melhor critério específico disponível)	Abundâncias absolutas Rede de itinerários de recenseamento (com <i>Distance sampling</i> ou outra)	Coelhos / ha em <i>habitats</i> agrícolas
	Abundâncias relativas IKAs (Índices Quilométricos de Abundância)	Coelhos / km / município
	Abundâncias relativas Estatísticas da caça	Coelhos caçados / km ² / reserva
	Abundâncias relativas Tocas em auto-estradas e outras infra-estruturas	Municípios incluídos em grelhas de 10x10 km com abundância média a elevada de marouços para coelhos
	Abundâncias relativas Latrinas para coelhos	Latrinas / km em zonas de danos espacialmente concentradas, em grelhas de 2,5x2,5 ou 2x2 km em picos populacionais, em médias ou medianas.
Infra-estruturas lineares	Presença de infra-estruturas de comunicação que possam ser utilizadas como abrigos	Km de auto-estradas, estradas ou linhas de caminho de ferro
Distrito ambiental	Estratificação por zonas com características ambientais semelhantes	Densidades alta-média-baixa-baixa-muito baixa
Predadores	Presença de predadores. Gestão das raposas o Áreas críticas de predadores de coelhos e espécies ameaçadas	Município com ou sem controlo da raposa; dentro ou fora das Áreas críticas. Riqueza e diversidade das espécies de predadores
Flora ou <i>habitats</i>	Presença de flora ou <i>habitats</i> ameaçados	Município com ou sem presença de flora ou <i>habitats</i> ameaçados
Subespécie	Duas subespécies (<i>O.c. cuniculus</i> , <i>O.c. algirus</i>) na mesma região	Ocorrência de <i>O.c. cuniculus</i> , de <i>O.c. algirus</i> e áreas de contacto
Tipo de cultura	Culturas mais suscetíveis de sofrer danos	Valor ou rentabilidade elevados ou baixos

Critérios gerais	Critérios específicos	Indicadores
Tipo de solo	Solos com maior probabilidade de fornecer abrigo	Presença/ausência de solos de fácil escavação
Planos de prevenção. Planos técnicos de caça ou Planos de Ordenação cinegética. Protocolo de intervenção. Outros protocolos.	Coordenação entre agricultores, caçadores e administrações	Se contemplam ou não
Parecer de peritos	Inclusão/exclusão de acordo com os técnicos	Múltiplos critérios. Município sem informação ou que não preenche os outros critérios, mas com um n.º elevado ou reduzido de pedidos e autorizações excepcionais, e/ou abundâncias elevadas ou reduzidas, relatórios de danos elevados ou reduzidos, densidades < 50 coelhos caçados/km ² , mas com dados elevados ou reduzidos de outros programas de monitorização; densidades concentradas ou isoladas ou com continuidade ou densidades contíguas ou grandes; ou por relatórios de funcionários ou peritos ambientais

Modalidades e tipos de caça

O coelho-bravo pode ser caçado de várias formas: com armas de fogo, por salto ou à mão (com ou sem cães), “a dente” (só com cães), com furões, por falcoaria e até com arco. Além disso, existem métodos de captura excepcionais com armadilhas. A caça com espingarda e cão pode ser a mais adequada para o controlo do coelho, seja por salto, caça à mão ou batidas (“ganchitos”). Em *habitats* limpos ou campestres (e outros homogéneos), a caça por saltos ou à mão pode ser menos eficaz, enquanto as esperas, *chanteos* (perseguição furtiva perto dos buracos), “ganchitos” ou a contra-caça podem ser mais eficazes (Muñoz, 2012). E, por si só, a caça é uma medida bastante seletiva.

Em certos períodos úteis ou em autorizações excepcionais, pode ser possível maximizar as capturas através da utilização de cães para detetar os marouços, complementando-a com a caça com furão. Formas mais intensivas de caça podem justificar-se em caso de densidades populacio-

nais elevadas e com métodos alternativos para circunstâncias, locais ou épocas em que outros mecanismos de controlo sejam inviáveis, difíceis ou saturados. No entanto, por vezes pode não ser suficiente (PreveCo, 2021a). O controlo das populações num cenário de sobreabundância implica uma pressão de captura que ultrapassa o conceito de caça sustentável (ordinária), pelo que são necessários métodos para reduzir eficazmente as populações. Além disso, a caça ao coelho tem, por vezes, menos interesse do que outras, há um declínio ou envelhecimento da população cinegética e o coelho é uma espécie bem adaptada à predação, pelo que são necessárias medidas complementares à caça.

Capturas vivas e armadilhas

Em caso de abundância e danos muito elevados, os coelhos podem ser controlados por outros métodos que não as armas de fogo, que requerem uma autorização administrativa excepcional. A armadilhagem tem sido um dos métodos mais utilizados historicamente e é provavelmente o mais antigo. Para capturar os coelhos, utilizavam-se tradicionalmente armadilhas, laços sem tampa, redes, sub-capas e furões (todos atualmente proibidos com carácter geral⁵³) e cães.

O controlo dos danos pode ser efetuado com diferentes tipos de armadilhas, sempre com autorizações excepcionais, a título experimental e na pendência das aprovações adequadas:

- Talvez o método mais eficaz seja a utilização de linhas de malha ou cercas de rede, que são colocadas entre as zonas de alimentação, geralmente sementeiras de primavera/verão, e os lagos ou zonas

⁵³ A captura tradicional do coelho tem muitos métodos de armadilhagem, talvez desde os tempos pré-históricos. Alguns exemplos são (Boza, 2003):

- Armadilhas de laje: a “cheia”, a laje de besta;
- Armadilhas de rede: a rede para coelhos (em princípio para lebres, mas também para coelhos);
- Laços de execução: laço de estaca, laço de stenter;
- Laços de corrida com mola: laço de portalet, laço de retuerta ou laço de torção;
- Armadilha de madeira: armadilha de arco, armadilha de besta;
- Armadilhas de metal; o “gato extremeño” (possivelmente o mais utilizado), brao catalão, armadilha mourisca;
- Caixas de armadilhas; alguma variedade, como ventosas ou ripas.

de marouços. As capturas são feitas em vida, pelo que, para além de reduzir os danos agrícolas, os coelhos podem ser vendidos para reintrodução ou abatidos para carne. A captura viva para translocação é praticada principalmente durante a primavera e requer uma autorização excecional.

- Além disso, existem outros tipos clássicos de armadilhas: as armadilhas de toca, as armadilhas com isco, as armadilhas de passagem, as armadilhas de captura e libertação, etc. No entanto, geralmente não atingem rendimentos muito elevados.
- Um caso especial é a caça com furão (Newsome, 1990), que é tratada separadamente no presente catálogo.

Gestão da predação

A medida consiste em aumentar a predação e, consequentemente, deixar de utilizar o controlo de predadores, o que é feito através de autorizações excecionais ou da aprovação dos POC ou Planos Técnicos de Caça apresentados por cada proprietário.

O único predador carnívoro caçador é a **raposa** (*Vulpes vulpes*)⁵⁴, que inclui coelhos na sua dieta em proporções variáveis, embora seja onívora. A raposa é a espécie para a qual o controlo de predadores é geralmente autorizado, devido ao seu alegado efeito em baixas densidades de caça menor⁵⁵.

Em Castilla-La Mancha, a fim de aumentar a predação dos coelhos nas zonas de danos agrícolas, o controlo da raposa foi limitado nos muni-

cípios da “Comarca de Emergência Cinegética”, o que significa que só podia ser caçada durante os períodos úteis previstos na Ordem Geral de Defeso ([DOCM, de 8 de fevereiro de 2024](#)).

Em Navarra, a proibição do controlo de predadores (raposa) nas reservas com Planos de Prevenção de Danos ao coelho (PPD) autorizados, e nas reservas onde a caça ao coelho é autorizada fora do período geral por danos à agricultura, é mantida desde 2021 (OF 179E/2021, de 14 de julho).

Na Extremadura, no que se refere ao **mangusto** (*Herpestes ichneumon*), podem ser solicitadas “ações cinegéticas” por danos (mediante pedido, avaliação dos danos e autorização específica). No entanto, em 2024, foi retirada da lista de “Interesse Especial” e o controlo da população pode ser exercido ([DOE nº 37, de 22 de fevereiro de 2024](#)). Em Portugal, o saca-rabos é também uma espécie cinegética (ICNF, [2025](#))⁵⁶.

Incentivar a predação natural

Esta medida consiste em aumentar a predação natural do coelho como componente importante da sua alimentação. Seriam espécies como o lince ibérico (*Lynx pardinus*), a águia imperial ibérica (*Aquila adalberti*), a águia de Bonelli (*Aquila fasciata*), o bufo-real (*Bubo bubo*) e outras aves de rapina, que, além disso, têm áreas de reprodução em ambientes agrosilvopastoris. A medida visa compensar alguns desequilíbrios nos sistemas agrícolas, como a ausência de predação (PreveCo, 2021a).

O consequente aumento da predação poderia ser conseguido através da conservação das árvores nos limites das parcelas agrícolas, para que possam ser utilizadas como locais de repouso. Uma vez detetada a utilização de aves de rapina, devem ser respeitados os períodos e áreas críticas próximas das árvores (cerca de 300 m, segundo González & San Miguel, 2005). Além disso, e complementarmente, a área sob a projeção

54 Exceto o **lobo** (*Canis lupus signatus*), que não costuma coincidir com zonas de elevada densidade de coelhos, exceto talvez em algumas zonas a sul do rio Douro, em cinco distritos de Portugal, e na CCAA de Castela-Leão, em Espanha, onde era caçado. O lobo deixou de ser uma espécie cinegética com a sua entrada na LESPRe e, na prática, só foi caçado como tal em Castela e Leão, para além dos controlos populacionais.

55 Os predadores generalistas oportunistas podem impedir a recuperação das espécies de presas, criando um “sumidouro de predação” (Reynolds & Tapper, 1995) e anti-regulação. O efeito Allee também poderia explicar este facto, uma vez que, a partir de um determinado limiar, o tamanho da população de uma espécie é tão pequeno que as taxas de sobrevivência e/ou de reprodução diminuem porque os indivíduos não se reproduzem (Gascoigne & Lipcius, 2004).

56 Limites de acordo com os planos de gestão e exploração cinegética (ZCA e ZCT) e planos de gestão (ZCM).

da copa deixaria de ser plantada. Esta área, com menos sol mas mais humidade, não é interessante em termos de rendimento agrícola, mas consegue-se uma menor compactação do solo, melhores trocas gasosas entre o solo e a atmosfera, menos agressão à árvore e maior tranquilidade no ambiente (PreveCo, 2021a).

A alternativa é a instalação de **poleiros** artificiais, caixas de nidificação ou postes de nidificação. Os poleiros artificiais são colocados, se possível, nas proximidades e em cima dos marouços dos coelhos. Isto melhora a eficiência, especialmente em parcelas longe de poleiros naturais. No entanto, a predação de outras espécies cinegéticas, como a perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) ou a lebre (*Lepus sp.*), poderá aumentar, com um possível conflito entre agricultores e caçadores. No entanto, os predadores seleccionam os coelhos como a principal espécie de presa (onde são abundantes e previsíveis), e as outras presas são aliviadas da pressão. Uma variante seria a utilização de iscos artificiais para predadores, embora não tenham sido encontradas avaliações científicas e não seja provável que sejam eficazes devido à habituação que produzem.

Grupos de coordenação local

Embora evidente, nem sempre é realizada a necessária coordenação entre agrupamentos de agricultores e sociedades de caçadores da mesma região, para que as medidas de gestão cinegética se concentrem nas zonas mais afetadas. Também poderiam integrar-se representantes dos seguros agrícolas, administrações e outros coletivos. Caso contrário, as medidas implementadas, sobretudo de forma isolada, poderão ser pouco eficazes. Em geral, a governação deve ser implementada, permitindo a adoção de estratégias com a participação de diferentes sectores.

Gestão integrada das doenças dos coelhos e sinergias

A introdução de doenças virais do coelho (mixomatose em 1954 e doença hemorrágica viral, EHV em 1988 e EHVb em 2011) foi a causa

mais importante da redução das populações de coelhos em Espanha e Portugal. Assim, embora indiretamente, as doenças dos coelhos têm funcionado como um método de “controlo biológico”, controlando possíveis sobrepopulações. No entanto, na UE, em Espanha e em Portugal, a introdução deliberada de agentes infecciosos é absolutamente ilegal. No entanto, no caso dos danos causados à agricultura em Espanha, os surtos naturais anuais de doenças podem ser utilizados para uma **gestão integrada** com um efeito superior à soma das medidas de prevenção e controlo separadas. Tanto a mixomatose como a EHV são doenças altamente sazonais e altamente prevalentes. Em particular, a sazonalidade da EHV no inverno, que coincide também com a maior proporção de coelhos adultos e reprodutores, torna-o o período adequado para a aplicação *de medidas preventivas de barreira, de gestão do habitat e cinegética no seu conjunto*. Ou seja, aproveitar os surtos para aplicar o maior esforço de caça e outras ações. Apesar de não existirem medidas totalmente eficazes e de dependerem da densidade absoluta inicial de coelhos, do habitat, da superfície e dos meios disponíveis, é necessária a aplicação conjunta, integrada e eficiente de vários dos métodos para levar a cabo medidas mais eficazes (Rouco *et al.*, 2018). No entanto, pode haver alguns conflitos com outros sectores, colocando os interesses dos agricultores ou das seguradoras contra os dos caçadores ou dos conservacionistas.

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Gestores cinegéticos e caçadores com licenças e armas de fogo.
- Espingardas, principalmente de calibre 12, e cartuchos com carga normal de 30-32 gr com munições de calibre 7 (cartucho recomendado para a caça ao coelho, de 7^a a 10^a; para tiro longo, pode ser utilizado cartucho de calibre 6, e para tiro curto, cartucho de

calibre 8). Cartuchos, se possível biodegradáveis e com pastilhas sem chumbo.

- Em Espanha e Portugal, a espingarda de calibre 22 não está autorizada para esta caça. No entanto, em Espanha, as armas de calibre 17HMR (rifles), de calibre 22 e as espingardas de ar comprimido, combinadas com miras noturnas ou térmicas, podem ser autorizadas ao abrigo do regime de derrogação. Estas combinações podem permitir, de forma única, uma maior eficácia na redução temporária significativa de espécimes em terrenos de elevado conflito.
- Cães levantadores de caça e de meio rasto que detetam marouços pelo olfato (podengo português, andaluz, etc.), apontadores, cães de rasto ou similares. Raças de cães de caça que levantam os coelhos do seu covil ou indicam ao caçador, “mostrando” onde se encontra a presa.
- Para a armadilhagem com cercas de malha (sempre com autorizações excecionais), são necessárias linhas de malha quadrada hexagonal de torção tripla com cerca de um metro de altura e comprimento variável (até centenas de metros) e varas de retenção onduladas (1/10 m de malha). O transporte deste material pode exigir grandes veículos 4x4 ou reboques.
- As armadilhas comerciais deveriam ser normalizadas, com critérios de seletividade e de bem-estar dos animais, como existem para a restante fauna.
- Poleiros para aves de rapina, altura mínima de 4 metros. É feito um buraco até 0,90 cm de profundidade onde é colocado o poste de madeira, coberto com uma sapata de betão de 0,5 m³, e no topo são fixadas estruturas planas ou semicirculares em forma de T até 1,5 metros. Não devem ser instalados perto de malhas metálicas, estradas ou linhas elétricas.

- Aves de rapina autorizadas e treinadas em falcoaria.
- Meios materiais para controlar a eficácia da ação preventiva.
- Para a gestão integrada, todas as medidas preventivas de barreira, de gestão do *habitat* e cinegética utilizadas em grupos ou conjuntos.

Época de realização e condicionantes

- As medidas propostas enquadram-se no quadro jurídico de Espanha e Portugal (comunitário, nacional e regional). As medidas utilizadas em países com uma tradição de controlo de pragas genuínas de coelhos como espécies invasoras não são consideradas porque são proibidas na UE⁵⁷.
- Em **Portugal** há «Portarias nas épocas venatórias» de três em três anos (a [Portaria n.º 67/2024, de 22 de fevereiro](#) vem regulamentar a caça às espécies cinegéticas para as épocas venatórias de 2024 a 2027, com retificações); e podem ser feitas “correções de densidade”, com autorização específica do ICNF.
- Em **Espanha**, desde a Lei cinegética de 1970, a responsabilidade pelos danos causados pelas espécies cinegéticas recai sobre os proprietários de explorações cinegéticas e estes são responsáveis pelos danos causados pela caça proveniente dos terrenos fechados, o que implica não só a responsabilidade pela mitigação. A maioria das CCAA já legislou de acordo com as suas competências exclusivas e seguiu a fórmula de responsabilizar o proprietário do terreno pelos danos causados pelas espécies cinegéticas às culturas, embora existam algumas exceções.
- Em Espanha, as Ordens gerais de Defeso ou períodos úteis e resoluções de pesca são publicadas anualmente pelas CCAA. A caça

⁵⁷ Como a Austrália (Cooke, 2014) e a Nova Zelândia; e.g., a esterilização de grandes proporções de fêmeas (Twigg *et al.*, 1999, 2001; Williams *et al.*, 2007); a libertação aérea de veneno ou a distribuição manual de iscos e armadilhas. Os venenos utilizados foram o Brodifacoum, 1080 e a Bromodialona. Após dois anos, todos os coelhos foram erradicados (Towns, 2005). Estas medidas são totalmente proibidas na União Europeia.

por danos é regulamentada por um pedido e uma autorização específica e excecional posterior.

- As autorizações extraordinárias são concedidas a pedido do interessado pelos ministérios regionais competentes em matéria de caça. Também através da inclusão das medidas no instrumento de planeamento da zona de caça (Planos de Gestão Cinegética, Planos Técnicos de caça) para aprovação pelo órgão administrativo competente.
- Nalgumas regiões, são declaradas *Comarcas de Emergência Cinegética (CEC)* ou conceitos similares), levadas a cabo pelas administrações com competências cinegéticas, e servem para regular as licenças em condições específicas de danos, contemplam medidas excepcionais e são geralmente por municípios numa área geográfica coerente (comarcas, províncias...).
- Para a armadilhagem (*e.g.*, cercos), são necessárias autorizações excecionais para a utilização de meios de caça geralmente não autorizados.
- No caso da autorização para o controlo de predadores e raposas, basta não o realizar para aumentar a predação dos coelhos.
- As zonas de aplicação não devem ser Áreas críticas ou de importância para outras espécies protegidas, ou pelo menos devem ser ponderadas.
- O acompanhamento e a avaliação são necessários para certificar a realização das medidas. A eficácia desta medida é média e tem um efeito temporário.

Pormenores de execução

- Para o controlo das populações, a caça é uma atividade necessária e indispensável, mas por vezes não é suficiente, devido ao recrutamento das espécies.

- A regulamentação dos **períodos úteis, dos períodos de defeso e das autorizações** permite atenuar os danos, reduzindo a população reprodutora e intensificando a caça nas épocas em que os danos são maiores. No entanto, por vezes, as capturas são mantidas ao longo do tempo (não há mais) porque a pressão e os períodos úteis autorizados dificilmente podem ser aumentados.
- A adequação da caça à prevenção de danos depende da regulamentação, mas também dos caçadores e dos agricultores.
- Nalgumas zonas de danos pode existir uma “resistência à pressão da caça”, com *habitats* ou abrigos onde a caça não é eficaz. Uma pressão de caça que não seja contínua nem constante ao longo do ano, alternando períodos com elevada pressão cinegética, pode ser mais eficaz (Muñoz, 2012).
- Mesmo assim, a perceção dos danos é menor quando são aplicadas medidas preventivas de controlo cinegético.
- Em **Espanha**, a caça ao coelho é geralmente autorizada entre outubro e janeiro, às quintas-feiras, fins-de-semana e feriados. Os dias úteis durante a semana são normalmente para o período de semi-fecho, mas durante a período útil geral são os dias que cada zona de reserva contempla no Plano de Gestão. A pressão pode ser aumentada se não se limitar o número de dias úteis, de modo a que os caçadores possam atuar mais amplamente. Esta redação pode ser incluída nas declarações de emergência ou nas decisões de alteração dos períodos úteis (caça seletiva).
- Em **Portugal**, o *período venatório* decorre de 1 de setembro a 31 de dezembro.
- Estes períodos nos dois países ibéricos são adequados para o controlo da população de coelhos.
- Poder-se-ia considerar a adoção de **períodos variáveis** e não ho-

mogéneos em função das abundâncias e das tendências. Algumas possibilidades a este respeito seriam (PreveCo, 2021a):

- As regiões podem alargar os períodos de defeso, o número de dias úteis e regular a caça seletiva de julho e agosto.
 - O prolongamento do defeso por mais um ou dois meses, até março-abril, reduziria o número de fêmeas reprodutoras. Além disso, os danos agrícolas podem estar concentrados nesta altura e a caça influenciaria os movimentos dos coelhos, com menos dispersão e menos danos. Do mesmo modo, a antecipação da caça seletiva reduziria o número de juvenis em 1-4 meses.
 - A sua antecipação para junho (densidade máxima anual) contribuiria para atenuar os danos no período entre a colheita dos cereais e a colheita.
 - No entanto, poderá haver efeitos colaterais noutras espécies e interesses em caso de aumento e presença de caçadores na primavera.
- Com espingarda e cães, o objetivo é otimizar o esforço de caça, sendo um método que pode complementar outros métodos anteriormente aplicados. No entanto, pode não controlar densidades elevadas.
 - A armadilhagem não pode, em geral, cobrir grandes superfícies e depende muito da qualificação do caçador, que deve ser um especialista. As armadilhas mais eficazes e difundidas podem ser as linhas de malha ou cercas de rede (mas necessitam de autorizações excecionais).
 - No caso de **controlo dos predadores**, a predação pode diminuir com o consequente aumento do número de coelhos, pelo que deve ser interrompida.
 - A adequação da **gestão** e da regulamentação com a utilização de surtos epidemiológicos para a aplicação de medidas aumenta a eficácia.
 - Integração de métodos biológicos, mecânicos e químicos com medidas agrícolas, que favorecem a sinergia de medidas preventivas de

barreira, de gestão do *habitat* e cinegética no seu conjunto.

- A gestão cinegética pode ser combinada com outras medidas de prevenção financiadas pela PAC, tais como a caça com furão, as vedações, as proteções e os inibidores e a conservação de árvores em ambientes agrícolas como poleiros de aves de rapina.
- Para esta gestão são necessários critérios objetivos, acompanhamento e avaliação. Em geral, recorre-se a estatísticas cinegéticas, a dados do Agroseguro, a uma rede de percursos para determinar as abundâncias e a pareceres de peritos. Podem ser completados, opcionalmente, com outros dados: densidades relativas (utilizando os melhores critérios disponíveis), pagamentos de sociedades de caçadores, distritos ambientais, subespécies de coelhos, predadores, áreas críticas de fauna catalogada, habitats ameaçados, tipos de culturas ou solos e outros (Tabela 43).
- A soma dos critérios para a declaração de CEC deve gerar um levantamento e uma ponderação bastante objetivos por parte dos municípios e, por conseguinte, não depender apenas do nível de agitação social.
- No que diz respeito à **perceção social**, existe um amplo consenso entre caçadores e agricultores sobre a eficácia da caça como medida de controlo das populações e, consequentemente, de redução dos danos nas culturas. No entanto, este acordo de base resulta, na prática, num desacordo acentuado quanto à avaliação do número de coelhos e à intensidade adequada desta medida. O resultado é um conflito recorrente e latente, apenas atenuado pela tomada de consciência, por parte dos caçadores e dos agricultores, de uma dependência mútua (IESA-CSIC, 2024).
- É provável que os conflitos se tornem crónicos e temos de nos adaptar para coexistir com as espécies, em vez de procurar o seu desaparecimento. Uma forma adequada de avançar é promover Planos de prevenção de danos (PPD) a nível local, envolvendo todos os sectores

interessados, ativando medidas de co-gestão e governação, com deveres para todos os setores. Assim, quando os conselhos locais são responsáveis pela gestão cinegética, o PPD pode ser aplicado de forma mais eficaz.

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Em geral, a PAC pode financiar a prevenção de danos, embora só estejam disponíveis três intervenções (6844, 6871 e 7165) e estas sejam limitadas. A gestão cinegética foi identificada como uma medida com potencial financiamento da PAC (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, a gestão cinegética para a prevenção de danos e qualquer outra medida preventiva, independentemente do seu tipo e justificação, é elegível para financiamento da PAC (2023-27) através do Pilar II, por meio de três intervenções PEPAC a nível regional. Além disso, são possíveis outras fontes de financiamento com fundos do FEDER em 10 CCAA, e LIFE (**Tabela 44**).

Tabela 44. Intervenções da PAC em Espanha para medidas preventivas com gestão cinegética

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para a Gestão cinegética
6844	Mitigação-adaptação às alterações climáticas, utilização eficiente dos recursos naturais e da biodiversidade
6871	Investimentos não produtivos em serviços básicos no ambiente natural
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	3

A gestão cinegética pode ser complementada por outras medidas, como a conservação das florestas. De facto, esta última é uma medida de condicionalidade da PAC.

Em **Portugal**, a gestão cinegética é também elegível para financiamento da PAC (2023-27), com uma intervenção. A escala de aplicação é nos 18 distritos continentais (**Tabela 45**).

Tabela 45. Intervenções da PAC em Portugal para medidas preventivas com gestão cinegética

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção PEPAC para a Gestão cinegética
C 2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
TOTAL	1

Preços unitários antes de impostos

O custo económico da atividade cinegética não é geralmente compensado ao longo do tempo, como acontece com outras medidas de prevenção dos danos (e.g., as vedações, cujo investimento inicial é posteriormente compensado), mas o custo dos materiais de armadilhagem ou dos poleiros sim. Algumas destas ações (POC ou Planos Técnicos de Caça) implicam custos relativos (**Tabela 46**). Estes custos devem ser tidos em conta para se compreender, pelo menos, o custo do controlo sem caça. Os preços das vedações, inibidores e caça com furão são desenvolvidos nos capítulos correspondentes.

Tabela 46. Preços das medidas de gestão cinegética para a prevenção de danos

€	Unidade	Conceito
600-1.200€	un.	Plano de Ordenação Cinegética (POC), Plano técnico de caça, Plano de aproveitamento cinegético ou relatório técnico (Espanha). Não aplicável a Planos de gestão para zonas de caça (Portugal). Inclui um Relatório anual de gestão cinegética.

€	Unidade	Conceito
0,37€	un.	Cartuchos, se possível biodegradáveis e com bagos, que não de chumbo. Cartucho recomendado para a caça ao coelho, 32 gr, de 7ª a 10ª. Outros custos, como seguros, licenças ou taxas, reciclagem de peças, etc., também devem ser considerados.
0,96€	Jor.	Um dia de manutenção de um cão de 18 kg de peso ou similar (incluindo alimentação e cálculo veterinário).
1.800€	un.	Cercas de rede, linhas de malha tripla torcida, com um metro de altura e 250 metros de comprimento, e 25 varas de fixação onduladas (1/ 10 m de malha) para a captura massiva de coelhos, a 7,20 € / m. São necessárias autorizações excecionais, a título experimental.
410€	un.	Poleiro para aves de rapina, altura mínima de 4 metros. O poste de madeira é colocado num buraco de 0,90 cm de profundidade, coberto com uma base de betão de 0,5 m³, e na parte superior são fixadas estruturas planas ou semicirculares de até 1,5 metros.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Atualmente, a medida não seria aplicável em Portugal. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Problemática e percepção social

Como já foi referido, algumas populações de coelhos-bravos (*Oryctolagus cuniculus*) têm densidades elevadas e podem causar danos à agricultura, às infra-estruturas ou a outros bens. Estas populações na área de distribuição nativa do leporídeo são consideradas sobreabundantes e podem ser sujeitas a gestão, controlo e prevenção de danos. Desta forma, o coelho-bravo tornou-se o paradigma de um problema ecológico e económico com duas faces: a superabundância (com conflitos económicos, nomeadamente agrícolas) ou a escassez (com conflitos ecológicos e cinegéticos). Em Espanha, os danos aumentaram significativamente desde a década de 2000 (Delibes-Mateos *et al.*, 2018), o que não foi o caso em Portugal. O equilíbrio das populações de algumas espécies constitui um desafio de gestão considerável.

Sabe-se que, em grande escala, a Península Ibérica corresponde à distribuição original do coelho-bravo (Delibes-Mateos *et al.*, 2021), mas, em menor escala, observa-se uma heterogeneidade espacial e temporal. Do mesmo modo, há regiões com densidades muito baixas ou nulas, outras com grandes subidas e descidas e outras com densidades elevadas.

Apesar da tendência geral para a diminuição das populações ibéricas de coelhos-bravos, a nível local e regional podem existir tais sobreabundâncias. O coelho é o vertebrado que causa os maiores prejuízos económicos à agricultura em Espanha, sendo tradicionalmente tratado como uma “praga”. Estas zonas geram danos e conflitos sociais entre agricultores, caçadores, seguradoras, conservacionistas e administrações (caça, biodiversidade e infra-estruturas). A atenuação dos conflitos é um benefício para a sociedade e para os serviços ecossistémicos.

Compreender os fatores que desencadeiam estas sobreabundâncias e possíveis medidas de prevenção ou atenuação é um dos principais objetivos da gestão do coelho-bravo.

De acordo com a análise realizada sobre a **percepção social** junto dos intervenientes sociais diretamente envolvidos na gestão do coelho-bravo, os fatores que influenciam os prejuízos agrícolas são as doenças que afetam o coelho, o tipo e a quantidade de predadores, a caça, as zonas limítrofes dos espaços naturais e as infra-estruturas rodoviárias, o clima e a seca e a proliferação dos regadios. As medidas para reduzir os danos nas culturas seriam (IESA-CSIC, 2024):

- Para reduzir as populações de coelhos: intensificação da caça (caça seletiva, caça de emergência); translocações; medidas drásticas (esterilização, caça australiana, etc.); aumento dos predadores (raposas, mangustos, aves de rapina, etc.).
- Para evitar ou reduzir os danos: vedações e proteções; repelentes; coberturas vegetais e medidas “criativas” (afugentadores, bídões de água como bebedouros, cordão perimetral, etc.).

- Para compensar os danos: seguros, indemnizações ou compensações na sequência de uma reclamação contra o terreno de caça; e indemnizações ou compensações da administração.

Os pontos de **consenso** nas áreas danificadas seriam: a necessidade de combinar ou articular diferentes medidas; a importância da colaboração entre agricultores e caçadores; a exigência de um maior envolvimento da Administração; e a convicção de que se trata de um problema recorrente, com o qual é preciso “viver”. Por outro lado, os pontos de **discrepância** nas áreas de danos seriam: o número de coelhos e a incidência de danos; a dedicação e a capacidade dos caçadores para caça seletiva; a responsabilidade dos caçadores no problema; as características do próprio coelho e os tipos de culturas, especialmente devido à proliferação da irrigação (IESA-CSIC, 2024).

Neste contexto, foram por vezes espalhados boatos sobre a origem dos coelhos nas zonas danificadas, mas foi demonstrado em Castilla-La Mancha que não se trata de coelhos híbridos (com coelhos domésticos), nem de pragas ou invasores (Villafuerte, 2022).

Os conflitos entre animais selvagens e seres humanos são um problema comum na Europa. Passoni *et al.* (2024) propõem a coexistência com as espécies selvagens, com a ciência, a formação e a resolução conjunta de conflitos, gerando espaços construtivos de diálogo em que se partilhem dados, opiniões e boas práticas. A história da agricultura está associada a conflitos com espécies selvagens, e o seu sucesso consistiu em saber adaptar-se graças aos avanços científicos e tecnológicos. Estas espécies selvagens incluem características como o facto de serem comuns e estarem constantemente presentes; a elevada capacidade de reprodução e propagação; a dificuldade de as matar; e a necessidade de tratamentos anuais. Os coelhos bravos são um exemplo óbvio. São necessárias adaptações, medidas preventivas e outras recomendações para lidar com este problema (LIFE Iberconejo, 2024):

- É provável que o conflito se torne crónico e que seja necessária uma adaptação.
- Apoiar-se nos conhecimentos científicos disponíveis e aplicá-los.
- Articular espaços e estratégias de colaboração.
- Planear estratégias de comunicação eficazes e coerentes.
- Dinamizar os planos de prevenção de danos a nível local.

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

As medidas de **gestão cinegética** são adequadas para a prevenção dos danos causados pelos coelhos à agricultura e outros tipos de danos (Rouco, 2018). Além disso, entre 76% e 85% do território peninsular são, respetivamente, zonas de caça (Portugal) e reservas de caça (Espanha), estando sujeitos a este tipo de gestão. Idealmente, as medidas devem visar a gestão das populações de coelho para densidades compatíveis com os seus *habitats* e sem causar danos económicos ou outros interesses (LIFE Iberconejo, 2024).

Em geral, diferentes medidas preventivas podem ajudar a atenuar os danos, mas a eficácia é variável e todas têm alguns inconvenientes. Existem **medidas** de prevenção de barreiras físicas, medidas inibidoras, medidas de gestão do *habitat* e medidas de gestão cinegética. A aplicação precoce da atividade cinegética pode evitar danos nas culturas (LIFE Iberconejo, 2024). No entanto, poderá haver possíveis efeitos colaterais para outras espécies em Áreas Críticas e Períodos Críticos (González & San Miguel, 2005).

A **caça**, diferenciando entre caça desportiva e controlo de danos, é um dos principais instrumentos de gestão da sobreabundância de coelhos e a responsabilidade pela atenuação dos danos cabe geralmente aos proprietários cinegéticos. O problema da responsabilidade legal do proprietário do terreno cinegético é também digno de nota, levando mesmo

ao desaparecimento de algumas empresas que não conseguem satisfazer as exigências dos agricultores porque, para além do controlo das populações, pagam os prejuízos causados pelas espécies cinegéticas. A declaração de **Emergência Cinegética** e a consequente autorização para caçar fora dos períodos úteis é um instrumento útil para atenuar os danos, embora exerça pressão sobre a coletividade. A caça em geral não é por vezes eficaz para o controlo total dos danos porque, entre outras razões, os coelhos refugiam-se em zonas seguras onde a caça é proibida, devendo ser complementada com outro tipo de medidas, como a caça com furão (LIFE Iberconejo, 2024).

A atividade cinegética desportiva desempenha essa função sem necessidade de investimentos públicos adicionais e pode ser o instrumento mais sustentável para o controlo da população. O regime jurídico de responsabilidade por danos causados à fauna selvagem necessita de adaptação, uma vez que os proprietários dos terrenos cinegéticos podem ser responsabilizados por danos causados por coelhos em zonas de segurança (estradas, caminhos-de-ferro, etc.). Por outro lado, observam-se alterações na caça ao coelho, com uma diminuição da pressão cinegética devido à perda de valor da carne de coelho, à diminuição do número de caçadores e à regulamentação em matéria de bem-estar animal (para cães e furões). Seria, portanto, necessário explorar novos métodos cinegéticos de controlo (LIFE Iberconejo, 2024).

Favoravelmente, os diferentes grupos parecem dispostos a encontrar soluções coordenadas para o conflito, o que é uma das chaves recomendadas por várias publicações científicas (LIFE Iberconejo, 2024).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou catorze estudos em Espanha, e quatro fora da área de distribuição original do coelho, que avaliaram os **efeitos da gestão cinegética** centrada no controlo da sobreabundância de coelho-bravo (Soria, 2023; LIFE Iberconejo, 2024).

Um estudo de observação em Espanha avaliou as possíveis **causas da sobrepopulação** de coelhos:

- Os coelhos podem causar danos a uma grande variedade de culturas (cereais, lenhosas, hortícolas). Em Espanha, os danos concentram-se nas regiões do centro e do sul, bem como em algumas zonas do norte e do leste. As maiores perdas ocorrem em grandes áreas agrícolas com emparcelamento, onde a vegetação natural é escassa e grandes infraestruturas rodoviárias de transporte terrestre servem de abrigo (Delibes-Mateos *et al.*, 2018).

Além disso, dois estudos de modelização em Espanha (sul e nordeste) e dois estudos de observação como espécie invasora avaliaram a época do ano mais adequada para a caça e encontraram respostas populacionais positivas para o controlo:

- Os meses de outubro a dezembro revelaram-se melhores para o controlo (Angulo *et al.*, 2004) e no verão haveria sobre-exploração (Calvete *et al.*, 2005).
- A orientação da época de caça otimizaria o controlo dos coelhos (Wells *et al.*, 2016), mas pode não ser tão eficaz no controlo de zonas de elevada densidade (Rouco, 2018; PreveCo, 2021a). O maior aumento das capturas seria conseguido com a caça em maio e junho, mas com possíveis efeitos colaterais (WWF Espanha, 2017).

Além disso, dois estudos avaliaram a adequação das **modalidades** de caça, embora fora da área de distribuição natural do coelho:

- A caça com espingarda e cães em alturas adequadas poderia ter uma eficácia média (Rouco *et al.*, 2014; Wells *et al.*, 2016), com um efeito temporário, mas seria necessária uma coordenação local entre agricultores e caçadores, para que os caçadores se concentrem nas zonas com mais danos.
- Relativamente à armadilhagem de coelhos para reduzir as populações, não existem dados contrastantes, mas a eficácia pode ser elevada a priori, embora, mais uma vez, com um possível efeito temporário (PreveCo, 2021a).

Do mesmo modo, um estudo realizado por uma administração regional espanhola defendeu os critérios técnicos para a declaração de uma comarca de **emergência cinegética**, com base nos dados de abundância e nas comarcas de gestão (Serviço de Caça e Pesca, Castilla La Mancha, [2023](#); [2023b](#); Pinedo *et al.*, 2023).

Além disso, três análises recentes avaliaram o **efeito da caça no controlo dos danos**, tendo encontrado respostas populacionais incertas:

- Uma aproximação indicava que, embora a caça contribuisse para a redução das superfícies de culturas danificadas, apenas representaria 25% da redução dos danos nas culturas (Castilla La Mancha, Serviço de Caça e Pesca, [2023](#)).
- Analisando a *evolução das populações de coelhos e os prejuízos para a agricultura*, utilizando dados das estatísticas cinegéticas e do Agro-seguro, observou-se que na época venatória ordinária o número de coelhos caçados era mais ou menos estável ao longo do tempo, enquanto que se se incluísem dados de controlos populacionais (caça no total), se verificava um aumento progressivo do número de coelhos caçados (LIFE Iberconejo, 2024).
- O *efeito cinegético e da abundância de coelhos no controlo dos danos na agricultura* foi estimado ao nível do município de Castilla-La Mancha. A caça permite o controlo das populações e tem um ligeiro efeito na redução dos danos. A abundância de coelhos tende a aumentar os danos. Além disso, a precipitação do inverno anterior desempenha um papel importante: quanto maior for a precipitação, menor será o impacto. Por outro lado, a extensão da superfície agrícola está associada a um aumento dos danos. Para efeitos de previsão, é importante a interação entre as características locais, a abundância de coelhos do ano anterior e a precipitação de inverno. Com a quantidade de terrenos urbanos e agrícolas, os metros de infra-estruturas vedadas (abrigos) e os fatores biológicos e climáticos que variam

anualmente (abundância de coelhos e pluviosidade), poderia ser gerado um mapa de risco anual combinado para implementar medidas preventivas numa base localizada (Hernández-Hernández, 2024).

- Dois estudos mostraram que a caça pode ser eficaz no controlo das populações (Angulo e Villafuerte, 2004; Williams, 2007).

Outros estudos observacionais, três em Espanha (sudeste e centro) e um na Austrália, também avaliaram os efeitos da presença de **raposas**:

- A gestão do *habitat* e a remoção do predador foram associadas a alterações populacionais (Delibes-Mateos *et al.*, 2008); e os coelhos aumentaram na ausência do predador (McLeod *et al.*, 2008).
- Os coelhos constituíam mais de 60% da dieta da raposa, e os períodos de maior predação coincidiam com uma menor densidade de coelhos (Fernandez de Simón *et al.*, 2015).
- Noutro estudo, a abundância de raposas em zonas onde os coelhos danificam as culturas foi considerada limitada, possivelmente devido à baixa disponibilidade de abrigos e de reprodução para as raposas. Este facto favoreceria uma menor predação nos locais onde os coelhos atingem densidades mais elevadas. Assim, o papel da raposa como controlador biológico parecia limitado (Castilla La Mancha, Serviço de Caça e Pesca, [2023](#)).

Da mesma forma, e sobre a **promoção da predação**:

- Existem dados sobre a eficácia do controlo dos predadores e poucos como fator limitante da caça menor (Valkama *et al.*, 2005). O favorecimento da predação poderia ter uma eficácia média-baixa *a priori* (PreveCo, 2021a).
- O controlo de predadores generalistas poderia favorecer algumas populações de aves ameaçadas (Côté & Sutherland, 1997; Fletcher *et al.*, 2010; Salo *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2010), sendo o

efeito maior para as aves que se reproduzem no solo, como as estepárias e as limícolas.

- Os poleiros artificiais, as caixas-ninho ou os postes destinados a favorecer a predação aérea das aves de rapina destinam-se a compensar a curto prazo os desequilíbrios dos agrossistemas. Este tipo de medidas de controlo tem sido utilizado com sucesso com outras espécies, como o ratinho campestre (*Microtus arvalis*) (LIFE Iberconejo, 2024; GREFA, 2024; Paz *et al.*, 2013), são fáceis de implementar, de baixa manutenção, embora possam ter eficácia limitada em altas densidades de coelho (Garrote, 2021).

No que diz respeito à **coordenação local**, uma revisão constatou que os métodos de controlo podem ser mecânicos, químicos, biológicos e cinegéticos, mas muitos foram testados tendo o coelho como invasor:

- As medidas de mitigação cinegética (regulamentação de defeso e autorizações, diferentes modalidades de caça, armadilhagem e predação) devem ser implementadas de forma combinada e com a colaboração entre os diferentes intervenientes, de modo a ter uma gestão integrada (Rouco, 2018).

Por último, em relação à **gestão integrada** entre os surtos de doenças virais do coelho e a sinergia com as medidas de controlo, foi indicado que existe uma elevada eficácia, uma vez que as doenças virais do coelho são o principal limitador das populações. A caça em épocas e picos de doenças virais do coelho, especialmente a RHD, poderia tornar o controlo da população mais eficaz (Rouco *et al.*, 2014; Rouco, 2018).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície das culturas afetadas (ha), melhor que compensada ou declarada / município.

- Número de comunicações, pedidos ou autorizações de controlos da população/municípios.
- Número de coelhos caçados ou capturados / períodos.
- Número de caçadores, dias e modalidades.
- Superfície (ha) gerida com um Plano de Ordenação Cinegética ou técnico (Espanha) ou um *Plano de Gestão para as zonas de caça, com correções de densidades* (Portugal).
- Outros indicadores dos Critérios para a declaração de emergências cinegéticas ou CEC (**Tabela 43**).

Indicadores específicos:

- Abundâncias, e serão utilizados os melhores critérios disponíveis:
- Abundâncias absolutas (coelhos / ha nas parcelas de *habitats* agrícolas com danos, estimadas por *Distance sampling* ou outros, *e.g. Observatório cinegético*) em maior escala, nos picos populacionais, antes do início cinegética e, idealmente, todas as semanas ou duas após o início cinegética.
- Abundâncias relativas amostradas, de preferência em máximos populacionais, utilizando os melhores critérios específicos disponíveis: IKA de coelhos/km/município; número de latrinas/km; ou marrouços de coelhos/km.
- Abundâncias relativas estimadas por número de coelhos caçados / reserva ou concelho / ou parcela agrícola / ou km²; dados semanais (durante o período útil e autorizações especiais) e totais de capturas / época.
- Esforço cinegético: número de caçadores / número de dias de caça.
- Densidades da população de coelhos de acordo com a estratificação por regiões e zonas.

- Abundâncias absolutas ou relativas de outras espécies cinegéticas agrícolas (perdiz, codorniz, lebre).
- Abundâncias absolutas ou relativas de outras espécies dos meios agrícolas (aves estepárias, otidiformes, tartarugas, ratinhos, insetos polinizadores, borboletas, etc.).
- Comprimento (km) da infraestrutura de comunicação linear suscetível de abrigar coelhos.
- Municípios com planos de controlo da raposa.
- Municípios situados em áreas críticas de predadores de coelhos e de espécies ameaçadas (e.g., lince ibérico ou águia imperial ibérica).
- Municípios com presença de flora ou *habitats* ameaçados.
- Presença de subespécies de coelho (*O. c. cuniculus*; *O. c. algerus*) e zonas de contacto.
- Elevado valor ou rentabilidade das culturas.
- Presença de solos fáceis de escavar.
- Planos de Prevenção, Protocolos de Intervenção, Planos Técnicos de Caça, POC ou outros protocolos em que esteja prevista a coordenação entre agricultores, caçadores e administrações.
- Relatório anual de caça que inclui variáveis do tipo de caça, número de dias de caça, número de caçadores e coluna para zeros (refletindo se a caça foi efetuada e não houve captura, ou se não houve caça) para evitar erros associados.
- Produção vegetal (peso / m² de superfície).

Indicadores de eficácia:

- Tendência das abundâncias absolutas e relativas (melhor critério específico disponível a utilizar).

- Tendência das abundâncias absolutas de coelho, nos picos populacionais e antes da época de caça (período útil e autorizações especiais).
- Tendência do número absoluto de coelhos caçados por épocas.
- Tendências do número de coelhos caçados com esforço constante (número de espingardas / dia).
- Tendências absolutas e relativas das raposas, aves de rapina e outros predadores.
- Tendências absolutas e relativas de outras espécies cinegéticas de meios agrícolas.
- Tendências absolutas e relativas de outras espécies não cinegéticas de meios agrícolas.
- Ganhos de produção agrícola.
- Alteração da superfície afetada (% de redução dos danos devido aos danos)⁵⁸.
- Custos económicos (investimento, manutenção) e relação custo/benefício.

REFERÊNCIAS

Angulo, E., Villafuerte, R., 2004. *Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. Biological Conservation* 115, 291-301.

[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00148-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00148-4)

Boza, M.D., 2003. 2ª Edición. *El Trampeo y demás artes de caza tradicionales en la Península ibérica. Ed Hispano Europea s.a. Barcelona.*

⁵⁸ Neste caso, as variações podem ser medidas em relação a anos anteriores, na mesma parcela e/ou numa média de parcelas sem acções (controlo). Se for na mesma parcela, são necessárias médias de dados recolhidos da mesma forma ao longo de vários anos (>4), uma vez que os dados de um único ano podem ser afetados por mais variáveis. E se se tratar de parcelas sem ações, o mesmo, mas do ano em questão (Dr. G. Garrote, comunicação pessoal, 15/05/2024).

Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., 2005. Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation* 121, 623-634.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.013>

Castilla La Mancha, Junta de Comunidades. Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad. Servicio de Caza y Pesca 2023. *Criterios técnicos para la declaración de la comarca de emergencia cinegética, en base a datos de abundancia y comarcas de gestión de conejos en Castilla La Mancha*. Consejería de Desarrollo Sostenible.

https://www.castillalamancha.es/sites/default/files/documentos/pdf/20230208/05_informe_criterios_cec_2023_v2.pdf

Cooke, B.D. 2014. *Australia's War Against Rabbits: The Story of Rabbit Haemorrhagic Disease* CSIRO, Canberra, Australia.

Côté, I.M., Sutherland, W.J. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology* 11:395-405.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers Conserv* 17, 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>

Delibes-Mateos, M. et al. 2018. A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Manag. Sci.* 74: 111-119.

Delibes-Mateos, M. et al. 2021. European Rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In Hackländer, K. & Zachos, F. E. (eds.), *Handbook of the Mammals of Europe*, Springer, Cham.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_13-1

Estrabón. 1998. *Geografía. Obra completa*. Editorial Gredos. Madrid. ISBN 978-84-249-1472-1. Volume II: Libros III-IV. 1998. ISBN 978-84-249-1493-6.

Fernández de Simón, J., Díaz-Ruiz, F., Rodríguez-de la Cruz, M., Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Ferreras, P., 2015. Can widespread generalist predators affect keystone prey? A case study with red foxes and European rabbits in their native range. *Popul Ecol* 57, 591-599.

<https://doi.org/10.1007/s10144-015-0510-5>

Fletcher, K., Aebischer, N.J., Baines, D., Foster, R., Hoodless, A.N. 2010. Changes in breeding suc-

cess and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* 47:263-272.

Garrote, G., 2021. Evaluación de la eficacia de las medidas de prevención de daños implementadas en el proyecto PreveCo, sobre prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla la Mancha y Extremadura. Grupo Operativo PreveCo. WWF.

Gascoigne, J.C., Lipcius, R.N. 2004. Allee effects driven by predation. *Journal of Applied Ecology*, 41: 801-810. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00944.x>

González, L. M. y A. San Miguel (coord.) 2005 (1ª reimp.). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Hernández-Hernández, J., A. E. Santamaría, A. Martín, J. Fernández-López, S. O. Pinedo, Llanos Gabaldón, F. Silvestre, I. Grijalvo, T. Burgos, R. Pérez de Ayala. 2024. Análisis del efecto de la caza y la abundancia de conejo en el control de daños en la agricultura en Castilla-La Mancha. II Congreso Ibérico de Ciência Aplicada aos Recursos Cinegéticos, CICARC, Mértola, Portugal. Setembro 2024.

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2022. *Jornadas Iberconejo sobre Metodologías de Avaliação de danos à agricultura*. Alcázar de San Juan, Castilla La Mancha, 16 e 17 de novembro de 2022.

https://www.iberconejo.eu/wp-content/uploads/2023/07/PRESENTACIONES_Jornada-DANOS.pdf

LIFE Iberconejo, 2024. *Documento de síntese da Conferência Iberconejo sobre a prevenção dos danos causados pelos coelhos na agricultura*. Albacete, fevereiro de 2024.

<https://www.iberconejo.eu/buenas-practicas/>

Mateo, R., Arroyo, B. & Gortázar, C. (Eds.) 2021. *El Papel de la Caza en la Gestión de la Sobreabundancia de Especies Cinegéticas*. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.

http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.00

McLeod, L.J., Saunders, G.R., Kabat, T.J., 2008. Do control interventions effectively reduce the impact of European red foxes on conservation values and agricultural production in Australia?. *CEE Review* 06-003. Collaboration for Environmental Evidence.

Muñoz Rodríguez, J. J. 2012. *El conejo de monte: la especie, su caza y gestión*. Cuadernos de caza. Ed. América Ibérica s.a. Madrid.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal*. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Newsome, A. 1990. *The control of vertebrate pest by vertebrate predators* Trends in Ecology & Evolution 5(6): 187-191.

Paz, A., Jareño, D., Arroyo, L., Viñuela, J., Arroyo, B., Mougeot, F., Luque-Larena, J.J., & Fargallo, J.A. 2013. *Avian predators as a biological control system of common vole (Microtus arvalis) populations in north-western Spain: experimental set-up and preliminary results*. Pest management science, 69 3, 444-50.

Pinedo, S.O., Sánchez, A., Gabaldón, LL., Fernández-López, J., Santamaría, A.E., Burgos, T. e Pérez de Ayala, R. 2023. *Datos para la gestión: el sistema de seguimiento del conejo de monte en Castilla-La Mancha*. Livro de resumos do XVI Congresso da Sociedade Espanhola para a Conservação e Estudo dos Mamíferos (Pág. 156). Granollers, Barcelona.

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021a. *Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de monte en la agricultura*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.
<https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Prevenci%C3%B3n-Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021b. *Resultados y bibliografía*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.
<https://preveco.es/resultados-y-bibliografia/>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021c. *Manual de prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla-La Mancha y Extremadura*. Fundação CBD-Habitat com o apoio dos parceiros do projeto PreveCo.

Rouco, C., Norbury, G., Ramsay, D. 2014. *Kill rates by rabbit hunters before and 16 years after introduction of rabbit haemorrhagic disease in the southern South Island, New Zealand*. Wildlife Research 41(2): 136-140.

Rouco Zufiaurre, C. 2018. *Recopilación bibliográfica sobre medidas de prevención de daños y control de poblaciones de conejo*. Departamento de Zoología. Universidade de Córdoba.
https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Informe_Rev_Biblio_C_Rouco_UCO_Jul_2018_final.pdf

Salo, P., Banks, P.B., Dickman, C.R., Korpimäki, E. 2010. *Predator manipulation experiments: impacts on populations of terrestrial vertebrate prey*. Ecological Monographs 80:531-546.

Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B., Sutherland W.J. 2010. *Effectiveness of Predator Removal for Enhancing Bird Populations*. Conservation Biology 24:820-829.

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Towns, D. 2005. *Eradication of introduced mammals and reintroduction the tuatara Sphenodon punctatus to Motuhora/Whale Island, New Zealand*. Conservation Evidence 2, 92-93.

Twigg, L.E., Kent Williams, C., 1999. *Fertility control of overabundant species ; Can it work for feral rabbits ?* Ecology Letters 2, 281-285. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00085.x>

Twigg, L.E., Lowe, T.J., Martin, G.R., Wheeler, A.G., Gray, G.S., Griffin, S.L., O'Reill, C.M., Robinson, D.J., Hubach, P.H., 2001. *Effects of surgically imposed sterility on free-ranging rabbit populations*. Journal of Applied Ecology 37, 16-39. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00085.x>

Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Manosa, S., Redpath, S.M., Thirgood S., Vinuela, J. 2005. *Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review*. Biological Reviews 80:171-203.

Villafuerte, R. 2022. *Caracterización genética de poblaciones de conejos en zonas de daños a cultivos en Castilla-La Mancha* (R. Villafuerte, IESA-CSIC). Expediente (PICOS)/SSCC.EN/111/21 Informe final. Septiembre 2022. Consejería Desarrollo Sostenible, Castilla La Mancha.

Wells, K., Cassey, P., Sinclair, R. G., Mutze, G. J., Peacock, D. E., Lacy, R. C., Cooke, B. D., O'Hara, R. B., Brook, B. W. and Fordham, D. A. 2016. *Targeting season and age for optimizing control of invasive rabbits*. Journal of Wildlife Management 80: 990-999.

Williams, C.K., Davey, C.C., Moore, R.J., Hinds, L.A., Silvers, L.E., Kerr, P.J., French, N., Hood, G.M., Pech, R.P., Krebs, C.J., 2007. *Population responses to sterility imposed on female European rabbits*:

Responses to sterility in rabbit populations. *Journal of Applied Ecology* 44, 291-301.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01264.x>

WWF España, 2017. Fomento de poblaciones de conejo. Cap. 2. El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo.

<https://conejowwf.es/fomento-de-poblaciones/#2.4.5>.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 65. A caça, sob diferentes formas, pode prevenir, controlar ou reduzir os danos causados pelos coelhos em zonas essencialmente agrícolas, onde existem densidades elevadas e conflitos (foto J. Manzano, RFEC).



Figura 66. A lógica da gestão cinegética para a prevenção de danos consiste em reduzir a população reprodutora e intensificar a caça no momento ou, de preferência, antes do momento em que os danos ocorrem (fotos WWF-Espanha & I. Varas).



Figura 67. As medidas de gestão cinegética para a prevenção dos danos agrícolas incluem a regulamentação dos períodos úteis de caça, as autorizações especiais, a aplicação de diferentes tipos de caça, a gestão da predação e a coordenação ou governação local (foto J. Manzano, RFEC).



Figura 68. Promover a predação por aves de rapina, com poleiros artificiais, caixas-ninho ou postes, visa compensar a curto prazo os desequilíbrios dos agrossistemas (foto Carlos Cuellar /GREFA-Controlo Biológico).



Figura 69. As maiores perdas ocorrem em áreas agrícolas com grandes extensões de terreno, vegetação natural escassa e infraestruturas rodoviárias que oferecem refúgio. A derrubada de culturas oferece refúgio para os coelhos na ausência de matagal (foto J. Manzano, RFEC).

Capítulo 7.1.

MEDIDAS PREVENTIVAS PARA A GESTÃO CINEGÉTICA CAÇA COM FURÃO



Capítulo 7.1.

MEDIDAS PREVENTIVAS PARA A GESTÃO CINEGÉTICA CAÇA COM FURÃO

OBJETIVOS

- Prevenção e atenuação dos danos causados pelo coelho-bravo à agricultura, às infra-estruturas e a outros setores, através da caça com furão.
- Reduzir o conflito social associado.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

O controlo da sobreabundância de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) para densidades compatíveis com os habitats, sem causar prejuízos económicos e sem consequências negativas para outras espécies ou interesses, constitui um desafio, uma necessidade e uma obrigação para a sociedade. As medidas de **gestão cinegética** são uma boa opção para a prevenção e atenuação dos danos causados pelos coelhos na agricultura. Estas medidas são a regulação de defeso, períodos úteis e autorizações; caça e armadilhagem, gestão da predação, coordenação local e gestão integrada; e alguns métodos complementam outros (Rouco, 2018; PreveCo, 2021a). As armadilhas mais eficazes poderão ser as linhas de malha (cercas de rede) e a caça com furão (Newsome, 1990), sob reserva de autorizações excecionais. Este último demonstrou ser eficaz (PreveCo, 2021b) e seria elegível para financiamento da PAC.

A **caça com furão** (ou coloquialmente “*bicheo*”, com furão e redes) é um método de captura direta de coelhos que, tal como as outras ar-

madilhas, não pode geralmente cobrir grandes superfícies e depende muito da perícia do caçador. A medida consiste num tipo de caça (ou predação) nos marouços naturais dos coelhos, tapando as bocas das tocas com armadilhas (redes ou “sub-capas”) e introduzindo furões domésticos (*Mustela furo*)⁵⁹ dentro das tocas para que os coelhos fujam e fiquem presos nas redes. É realizado em marouços perto de culturas ou zonas de conflito e pode ser um controlo eficaz em zonas de danos localizados. Trata-se de uma medida de aplicação rápida, que pode obter bons rendimentos com um impacto elevado nas densidades. A sua eficácia e relação custo-benefício são relativamente elevadas, ou neutras, é relativamente fácil de aplicar e não interfere com o trabalho agrícola (PreveCo, 2021b).

Existem outros tipos de caça relacionados: com furão e espingarda (em vez de redes, os caçadores colocam-se com espingardas à espera que os coelhos saiam); e com furão e cães (com ou sem espingarda). Esta última é proibida em quase todas as regiões⁶⁰, mas pode ser eficaz em tocas sobre o cascalho ou em grandes pedras (Muñoz, 2012).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Uma equipa de, pelo menos, dois caçadores especializados (caçadores com furão), com licenças de caça e equipamento de proteção individual (riscos profissionais e sanitários, luvas de proteção).
- Furões (registados, com *microchip* e controlados por veterinário), redes ou sub-capas.

⁵⁹ O furão é, na verdade, uma subespécie de toirão (*Mustela putorius furo*) domesticada há 2.500 anos para caçar coelhos. Cerca do ano 6 a. C., os romanos já o utilizavam para controlar os coelhos nas Ilhas Baleares (Plínio, [Libro 8 lxxxix 218](#); Boza, 2003). São predadores mustelídeos de tocas e buracos.

⁶⁰ Neste tipo de abrigos há poucas bocas onde colocar as sub-capas e são os podengos que caçam os coelhos quando estes fogem do furão. Caça típica do podengo das Canárias, nas zonas rochosas vulcânicas das Ilhas Canárias, onde o coelho é invasor.

- Complementos: transportadores ou gaiolas de transporte, foci-nheiras, rações, nave ou armazém.

Época de realização e condicionantes

- Em datas e épocas diferentes, consoante o tipo de culturas. A caça com furão no outono e/ou no inverno evitaria, em geral, os danos nas culturas antes de estes ocorrerem.
- No caso da caça com furão, é necessária uma **autorização** administrativa excecional para a utilização de meios de caça geralmente não autorizados tanto em Espanha como em Portugal.
- Em **Portugal**, apesar de atualmente não haver sobreabundância nem danos generalizados, como medida de gestão poderiam ser feitas “correções de densidade”, com capturas vivas, incluindo armadilhas e caça com furão, sendo os exemplares deslocados para outro local na mesma zona de caça. A caça com furão está sujeita a licença (Decreto nº 46847 de 14 de agosto, [art. 51](#)).
- Em **Espanha**, em algumas Comunidades Autónomas (CCAA), caça com furão para controlo de danos exige o abate imediato para autoconsumo. Se forem capturados vivos para reintrodução, é necessária uma autorização excecional que indique a origem e o destino, incluindo as restrições relativas às distâncias de translocação, o certificado de circulação sanitária, as restrições à circulação entre subespécies de coelhos ou a transferência para uma exploração cinegética e a quarentena antes da translocação para o meio natural.
- Em algumas CCAA, são declaradas “zonas de emergência cinegética” (**CEC** ou similares), que servem para regular as autorizações extraordinárias em condições de dano específicas. Estas resoluções prevêm a adoção de medidas excecionais, incluindo a caça com furão, para evitar ou atenuar os danos causados às explorações agrícolas.

- Poderá ser necessária a autorização do Ambiente, do Desenvolvimento Sustentável ou de administrações equivalentes, especialmente no caso de translocações de coelhos vivos.
- Poderão ser necessárias autorizações específicas do proprietário ou do gestor responsável pelas estradas ou outras infra-estruturas lineares, nomeadamente para o acesso a zonas vedadas e a bermas e valas, onde os marouços dos coelhos são sujeitos caça com furão ou armadilhados.
- O número de furões pode ser condicionado por autorizações.
- Evitar perturbar as espécies protegidas não cinegéticas e não caçar ou caçar com furão nas suas zonas críticas e períodos críticos.
- A perda ou o abandono de furões tem consequências significativas para a vida selvagem e os ecossistemas locais, devido ao seu potencial para predação de espécies nativas ou ameaçadas, competir com elas, transmitir doenças e até hibridizar (Costa *et al.*, 2012; Etherington *et al.*, 2022).
- Em Espanha, o furão é abrangido pela Lei 7/2023, de 28 de março, relativa à proteção dos direitos e do bem-estar dos animais, embora os animais de caça estejam isentos.
- Em algumas CCAA é obrigatório o uso de focinheira para os furões durante as atividades cinegéticas e estes devem ter um *microchip* para serem identificados.
- A redução de coelhos para evitar danos pode entrar em conflito com a conservação de espécies ameaçadas de extinção, afetando as suas áreas de alimentação. Especialmente quando a densidade generalizada de coelhos na área não é elevada e os coelhos estão concentrados em torno de infra-estruturas, ou limites de culturas (arroyos), ou ambientes peri-urbanos. Nestes casos, seria aconselhável translocar estes coelhos vivos para zonas relativamente próximas, onde não constituam um conflito de conservação.

Pormenores de execução

- Método de capturas diretas com armadilhas, que depende muito das capacidades do caçador.
- Sem coordenação local entre caçadores e agricultores, a eficácia pode ser reduzida se a caça com furão não se concentrar nas zonas com maiores danos.
- Caça limitada aos coelhos de “toca” com menos de 30 bocas (caso contrário, os coelhos escapam facilmente pelo interior, são necessários vários furões e é provável que estes se percam).
- A discrição e o silêncio do caçador são essenciais (caso contrário, os coelhos serão apanhados) e uma combinação de estratégias é indispensável.
- Em vez de sub-capas, podem ser montadas redes alongadas à volta do marouço. Os coelhos ficam mais confiantes e caem nas redes durante o voo.
- É problemático para o furão matar o coelho dentro do marouço e ficar a comer ou a dormir (com perda ou “queda”), especialmente quando há coelhos jovens. Possível impacto em algumas espécies não visadas, embora tal não seja esperado devido à relativa seletividade intrínseca do método (se é que existe, em espécies comensais nos marouços). No entanto, existe o risco de perda de furões e da sua subsequente influência na vida selvagem.
- A caça com furão na principal época de reprodução dos coelhos (primavera) afeta principalmente as fêmeas adultas e os jovens.
- Na primavera e no início do verão, a caça com furão pode ser menos aconselhável e menos eficaz, porque os danos causados à cultura já estão feitos, são menores (devido à produtividade das plantas, se chover), devido à perturbação de outras espécies cinegéticas ou protegidas e, além disso, os furões podem *permanecer*.

- A aplicação precoce de caça com furão no outono-inverno evitaria danos nas culturas o mais rapidamente possível. De um modo geral, as épocas mais favoráveis são o fim do verão e o outono, quando termina a caça seletiva com espingarda e cão. Em caso de superabundância, pode ser também no inverno.
- Em termos de **perceção social**, a caça com furão é considerada uma medida essencial pelos intervenientes sociais em zonas onde não é possível utilizar armas de fogo, como ao longo de caminhos-de-ferro ou estradas, ou em zonas onde os coelhos encontram um abrigo importante (zonas de vegetação densa, lixeiras). Neste sentido, é uma medida para a qual existe um amplo consenso sobre a sua necessidade entre caçadores e agricultores (IESA-CSIC, 2024).
- Pode ser combinada com outras medidas de prevenção elegíveis para financiamento pela PAC, tais como vedações (metálicas ou pastor elétrico), guardas individuais e inibidores.
- Outras medidas a considerar poderiam ser afugentadores sonoros ou ultra-sónicos, adaptação das culturas, aumento da predação e coordenação com agricultores, caçadores, administração e seguradoras (gestão integrada).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Em geral, a PAC pode financiar a prevenção de danos com três intervenções (6844, 6871 e 7165), embora estas sejam limitadas. A gestão cinegética com furão foi identificada como uma medida com potencial de financiamento, para além das vedações e inibidores (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, a caça com furão e todas as medidas preventivas, independentemente do seu tipo e da sua justificação, seriam elegíveis para financiamento da PAC (2023-27) através de duas intervenções PEPAC a nível regional (**Tabela 47**). No entanto, não são possíveis outras fontes de financiamento para a caça com furão para a prevenção de danos na agricultura, embora seja possível com projetos LIFE, como medida para reduzir o risco de atropelamento de fauna ameaçada, devido ao efeito de atração dos coelhos nas valas de algumas estradas.

Tabela 47. Intervenções da PAC em Espanha para medidas preventivas com caça com furão

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para a caça com furão
6844	Auxílios aos investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à mitigação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficaz dos recursos naturais e à biodiversidade
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	2

Em **Portugal**, a caça com furão é elegível para financiamento da PAC (2023-27), com uma intervenção, aplicável nos 18 distritos continentais (**Tabela 48**).

Tabela 48. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de prevenção com caça com furão

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção PEPAC para a caça com furão
C 2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
TOTAL	1

Preços unitários antes de impostos

- 250-310 / dia de 6 horas para uma equipa de 2 pessoas com pelo menos 2 furões e 24 sub-capas (o número de furões pode ser condicionado por autorizações excepcionais, mas pode ser de 2 em 2). Inclui o tempo de deslocação de mais 2 horas. Preços calculados para Espanha, e a medida em geral não se aplicaria atualmente em Portugal (2024)⁶¹.

O custo económico da caça com furão (e dos inibidores) é constante e não se compensa ao longo do tempo, ao contrário do que acontece com as vedações.

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Em Espanha, as maiores perdas para as culturas ocorrem em grandes áreas agrícolas com emparcelamento, vegetação natural escassa e infraestruturas rodoviárias terrestres que servem de abrigo e áreas de baixa predação (Delibes-Mateos *et al.*, 2018). O coelho é também a espécie que provoca maiores perdas nas culturas agrícolas (53% da superfície perdida para a fauna selvagem; Agroseguro & LIFE Iberconejo, 2024).

As medidas de gestão cinegética são uma boa opção para a prevenção (Rouco, 2018) e a caça com furão é uma das melhores medidas para compensar os danos causados às culturas pelos coelhos (Garrote, 2021).

Embora diferentes medidas de prevenção possam mitigar os danos, a eficácia é variável e todas têm inconvenientes (LIFE Iberconejo, 2024). Existem medidas de prevenção de barreiras físicas (vedações, pastores

61 Em termos globais, poderá ser inferior em 9% em Portugal, embora fortemente condicionado pelo transporte, que poderão ser superiores em 15%. Atualmente, a medida não seria aplicável em Portugal. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

elétricos), inibidoras ou aversivas (repelentes químicos ou afugentadores sonoros ou ultrassônicos), gestão do *habitat* (promoção da predação, adaptação das culturas) e medidas de gestão cinegética, como a caça com furão. No entanto, a eficácia das medidas depende da sua manutenção. No seu conjunto, as medidas são eficazes para conseguir uma redução de 60% dos danos e de 50% das perdas de produção (Garrote, 2021; LIFE Iberconejo, 2024).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou um estudo experimental no centro de Espanha que avaliou os **efeitos da caça com furão** e a eficácia de outras medidas de prevenção de danos na agricultura (faixa alimentar perimetral, vala perimetral, vedações, inibidores, afugentadores, poleiros de aves de rapina) no contexto do controlo da sobreabundância do coelho-bravo (Soria, 2023). As medidas permitiram uma redução de 40% da perda de rendimento em 75% das parcelas (Garrote, 2021):

- A caça com furão obteve uma redução de 87,4% nos danos por afeção e uma redução de 80,4% nas perdas de produção. Em geral, as medidas mais eficazes na redução dos danos foram o inibidor *TopTen*^{®62}, a instalação de vedações elétricas, a caça com furão e os afugentadores sonoros e ultrassônicos. A caça com furão foi muito eficaz, mas a sua eficácia não pôde ser testada em zonas de elevada densidade de coelho (Garrote, 2021). Por conseguinte, verificou-se uma resposta comportamental positiva à prevenção de danos com esta medida de gestão cinegética.

62 *TopTen*[®] é um adubo à base de zinco que inibe a atração dos lagomorfos pela cultura. Trata-se de um produto inócuo e biodegradável, à base de raízes de genciana (*Gentiana sp.*) que gera um sabor amargo na cultura, sinérgico com a presença de zinco, provocando um efeito antigosto e antiolfactivo que inibe a presença de coelhos e ratinhos (Cap.7.2).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície das culturas afetadas (ha), melhor que compensada ou declarada / município. Estes dados poderiam ser completados com dados sobre os pagamentos efetuados pelas sociedades de caçadores.
- Número de comunicações, pedidos ou autorizações de controlos da população/municípios.
- Número de caçadores e de dias de caça.
- Número de furões e número de redes ou sub-capas utilizados.
- Número de marouços e de bocas de tocas com a presença de furões e períodos.
- Número de coelhos capturados.
- Superfície gerida com um Plano de Ordenação Cinegética ou técnico (Espanha) ou *Plano de Gestão para as zonas de caça, com correções de densidades* (Portugal).
- Outros indicadores dos critérios de declaração de emergência cinegética ou CEC (**Tabela 43**).

Indicadores específicos:

- Abundâncias relativas amostradas de preferência em máximos populacionais, utilizando o melhor critério específico disponível: número de latrinas/km na parcela; número de latrinas contadas com 30 anéis de amostragem/parcela, ou número de marouços de coelho/km. E, numa escala maior, IKA de coelhos/km.
- Abundância relativa de coelhos, amostrados dentro da superfície gerida (com a presença de furões): nº de coelhos caçados/nº de marouços com a presença de furões; ou nº de coelhos caçados/

km².

- Mais difícil de detetar a influência da caça furtiva através de abundâncias absolutas (coelhos/ha em *habitats* agrícolas estimados por *Distance sampling* ou outros como o *Observatório Cinegético*) nos picos populacionais, antes do início da caça e, idealmente, todas as semanas, uma vez iniciada a caça com furão. No entanto, a caça com furão é uma ação mais pontual, em menor escala do que a detetada por estes longos percursos. Trata-se de um indicador adequado se se tratar de conjuntos combinados de medidas.
- Esforço de caça: n.º de caçadores / n.º de dias ou horas.
- Presença de subespécies de coelho (*O. c. cuniculus*; *O. c. algirus*) e zonas de contacto.
- Elevado valor ou rentabilidade das culturas.
- Presença de solos fáceis de escavar.
- Protocolos que prevejam a coordenação entre caçadores, agricultores e administrações.
- Relatório anual de caça que inclui variáveis do tipo de caça (caça com furão), número de dias de caça, número de caçadores, coluna para zeros (refletindo se houve caça e não houve capturas, ou se não houve caça), pagamentos de danos (e montantes) para evitar erros associados.
- Produção vegetal (peso / m² de superfície).

Indicadores de eficácia:

- Tendência sazonal do número absoluto de coelhos caçados por caça com furão.
- Tendências do número de coelhos caçados com recurso a furão

com esforço constante (número de furões / dia).

- Tendência das abundâncias absolutas e relativas (melhor critério específico disponível a utilizar).
- Tendência das abundâncias absolutas nas reservas e *zonas de caça*, nos máximos populacionais e antes da temporada (com autorizações extraordinárias).
- Tendência das abundâncias relativas de coelhos dentro e fora das culturas. Será utilizado o melhor critério específico disponível, talvez o número de latrinas/km seja o mais objetivo do ponto de vista da população.
- Alteração da superfície afetada (% de redução dos danos devido aos danos)⁶³.
- Variação dos custos de produção (% de redução das perdas) atribuível à variação dos danos causados pelos coelhos. Os custos poderiam, em princípio, ser sensivelmente os mesmos, se não fossem tidos em conta os danos previstos (custo de mais sementes ou das próprias medidas de prevenção).
- Custos económicos (investimento, manutenção) e relação custo/benefício.

⁶³ Neste caso, as variações podem ser medidas em relação a anos anteriores, na mesma parcela e/ou numa média de parcelas sem ações (controlo). Se for na mesma parcela, são necessárias médias de dados recolhidos da mesma forma ao longo de vários anos (>4), uma vez que os dados de um único ano podem ser afetados por mais variáveis. E se se tratar de parcelas sem ações, o mesmo, mas do ano em questão (Dr. G. Garrote, comunicação pessoal, 15/05/2024).

REFERÊNCIAS

Boza, M.D., 2003. 2ª Edición. *El Trampeo y demás artes de caza tradicionales en la Península ibérica*. Ed Hispano Europea s.a. Barcelona.

Costa, M. et al. 2012. A panel of microsatellite markers for genetic studies of European polecats (*Mustela putorius*) and ferrets (*Mustela furo*). *European Journal of Wildlife Research*, 58: 629-633. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0627-1>

Delibes-Mateos, M. et al. 2018. A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Manag. Sci.* 74: 111-119.

Etherington, G.J. et al. 2022. Extensive genome introgression between domestic ferret and European polecat during population recovery in Great Britain. *Journal of Heredity*, 113: 500-515. <https://doi.org/10.1093/jhered/esac038>

Garrote, G., 2021. Evaluación de la eficacia de las medidas de prevención de daños implementadas en el proyecto PreveCo, sobre prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla la Mancha y Extremadura. Grupo Operativo PreveCo. WWF.

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2024. Documento de síntese da Conferência Iberconejo sobre a prevenção dos danos causados pelos coelhos na agricultura. Albacete, fevereiro de 2024. <https://www.iberconejo.eu/buenas-practicas/>

Muñoz Rodríguez, J. J. 2012. *El conejo de monte: la especie, su caza y gestión*. Cuadernos de caza. Ed. América Ibérica s.a. Madrid.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Newsome, A. 1990. The control of vertebrate pest by vertebrate predators *Trends in Ecology & Evolution* 5(6): 187-191.

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021a. *Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de monte en la agricultura*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.

<https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Preveco%20-%20Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021b. *Resultados y bibliografía*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH. <https://preveco.es/resultados-y-bibliografia/>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021c. *Manual de prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla-La Mancha y Extremadura*. Fundação CBD-Habitat com o apoio dos parceiros do projeto PreveCo.

Rouco Zufiaurre, C. 2018. *Recopilación bibliográfica sobre medidas de prevención de daños y control de poblaciones de conejo*. Departamento de Zoología. Universidade de Córdoba. https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Informe_Rev_Biblio_C_Rouco_UCO_Jul_2018_final.pdf

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 70. A caça com furão é um tipo de caça (ou predação) em marouços naturais de coelho, e é útil com tocas de alta densidade, perto de zonas de danos (foto FCBDH).



Figura 71. Na caça com furão, as bocas das tocas são cobertas com redes ou "sub-capas", e são introduzidos furões domésticos para que os coelhos fujam e fiquem presos nas redes (foto 1 de J.M.López & foto 2 e 3 WWF-Espanha & foto 4 FomeCam).



Figura 72. A caça com furão pode prevenir e atenuar os danos causados pelo coelho-bravo à agricultura ou às infra-estruturas, reduzindo assim os conflitos sociais (foto R). Fitat).

Capítulo 7.2.

MEDIDAS DE PREVENÇÃO POR REAÇÃO DE AVERSÃO Inibidores



Capítulo 7.2.

MEDIDAS DE PREVENÇÃO POR REACÇÃO DE AVERSÃO Inibidores

OBJETIVOS

- Prevenção dos danos causados pelo coelho-bravo à agricultura, infra-estruturas e outros, através de **inibidores**.
- Reduzir o conflito social associado.

DESCRIÇÃO DA MEDIDA

O controlo da sobreabundância do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) com medidas de aversão (métodos mecânicos e químicos) é uma alternativa para a prevenção de danos na agricultura ou outros. Estas medidas são de dois tipos: repelentes e afugentadores (Rouco, 2018; PreveCo, 2021a). Trata-se aqui de um tipo dos primeiros, cuja eficácia foi comprovada (PreveCo, 2021b) e que pode ser financiado pela PAC (Navarro & Mattos, 2024). Trata-se de um método repelente para os coelhos que, se estes se aperceberem do odor ou do sabor do produto, pode provocar-lhes uma mudança de comportamento.

Repelentes olfativos, gustativos e de atração de coelhos à cultura

Os inibidores por odor ou sabor são substâncias sintetizadas para moderar ou interromper as acções e reacções de um agente, neste caso os coelhos bravos em ambientes agrícolas. Existem vários produtos comerciais repelentes de contacto, que são aplicados nas plantas cultivadas,

baseados em predadores químicos, orgânicos ou naturais (e.g., baseados na urina ou em excrementos de carnívoros). Estes produtos são solúveis em água e podem ser pulverizados sobre a vegetação a proteger ou no ambiente da cultura.

O inibidor de atração por coelhos *TopTen*[®] é uma solução à base de EDTA de zinco⁶⁴, combinada com extractos de plantas de gencianáceas. Com efeito, trata-se de um adubo que corrige as carências das culturas deficientes neste oligoelemento, ao mesmo tempo que a sua aplicação evita a atração sobre as culturas. Devido ao seu teor de raízes de *Gentiana sp.*, produz inicialmente um sabor muito amargo que é reforçado pela presença de zinco e que tem um efeito inibidor sobre a apetência ou a palatabilidade potencial da cultura para os coelhos. É classificado como adubo CE⁶⁵, é biodegradável e tem certificação biológica (certificação Agroalimentar Sohiscert SHC). A sua eficácia e custo-benefício são elevados, é fácil de aplicar e não interfere com o trabalho agrícola (PreveCo, 2021b).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Produto *TopTen*[®]. Preparar a mistura (%) de acordo com o folheto informativo para a superfície desejada.
- Outros repelentes ou afugentadores.
- Cuba num veículo 4x4, num camião de pulverização ou num pulverizador. Um condutor e um peão de apoio podem ser suficientes, dependendo da superfície a ser tratada.

⁶⁴ Formulação à base de zinco quelatado com EDTA.

⁶⁵ Regulamento (UE) 2019/1009 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de junho de 2019, que estabelece disposições relativas à colocação no mercado de produtos fertilizantes da UE, que define os requisitos para a aposição da marcação CE.

Época de realização e condicionantes

- Em princípio, é possível durante todo o ano, consoante o tipo de culturas.
- Não são necessárias autorizações administrativas especiais. Os adubos são uma parte normal da gestão agrícola e o trabalho não interfere com o trabalho agrícola e as alfaías. No entanto, alguns repelentes químicos podem ser proibidos.
- Em Espanha, em algumas CCAA, outros inibidores poderiam ser regulamentados no âmbito dos métodos de captura (*"substâncias que criam vestígios, venenosas, paralisantes, tranquilizantes, atrativas ou repelentes..."*) e teria de ser solicitada uma autorização excecional para a sua utilização.
- Noutros produtos experimentais, não se sabe se, para além de repelirem os coelhos, podem atrair outros tipos de mamíferos. Embora não causem danos às culturas, podem provocar outros tipos de conflitos, por exemplo com o gado.
- Não são esperadas afetações em zonas e períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) de espécies ameaçadas, ou talvez em algumas aves estepárias na primavera.

Pormenores de execução

- Aplicação foliar de *TopTen*® por pulverização de faixas periféricas de 10 metros da cultura a uma taxa de 1 litro por hectare de superfície tratada (equivalente a 300 cc/hl para culturas de cereais e 200-250 cc/hl para culturas lenhosas).
- A persistência é de até 2 semanas, que pode ser aumentada até um mês se a pluviosidade for baixa e o produto não for lavado pela chuva.

- Recomenda-se pelo menos 3 doses por estação de crescimento.
- A aplicação precoce, no aparecimento da cultura, permite a prevenção antes de ocorrerem danos.
- Pode ser utilizado na agricultura biológica.
- As desvantagens encontradas são: 1) perda gradual de eficácia, especialmente devido à precipitação; 2) necessidade de aplicações repetidas ao longo da fase de crescimento da cultura; 3) aplicação o mais tardar 3 semanas antes da colheita devido ao seu sabor amargo, apesar de ser biodegradável; e 4) em ambientes agrícolas muito vastos, a distribuição ao longo da periferia da cultura é complicada.
- Em termos de **perceção social**, os repelentes e inibidores são uma medida de prevenção de danos que os agricultores consideram eficaz. No entanto, são também identificados inconvenientes que limitam a sua utilidade e, consequentemente, desencorajam a sua utilização. Por um lado, estas medidas têm um custo económico que, sem ser excessivo, constitui um encargo para o agricultor. No caso dos repelentes, a sua eficácia é de curta duração, exigindo a aplicação contínua dos produtos e, por conseguinte, custos e tempo mais elevados para o agricultor. Os inibidores por som têm a desvantagem adicional de poderem ser roubados e de terem de ser reparados ou substituídos (IESA-CSIC, 2024).
- Os inibidores podem ser combinados com outras medidas de prevenção elegíveis para financiamento pela PAC, como a vedação (metálica ou elétrica), os protetores individuais e a caça com furão.
- Outras medidas a considerar poderão ser afugentadores sonoros ou ultra-sónicos, adaptação das culturas, aumento da predação ou coordenação com agricultores, caçadores, administração e seguras (gestão integrada).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Em geral, a PAC pode financiar a prevenção de danos com três intervenções (6844, 6871 e 7165), embora estas sejam limitadas. Os inibidores foram identificados como uma medida com potencial de financiamento, para além da caça com furão e da vedação (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, os inibidores e quaisquer medidas preventivas, independentemente do seu tipo e com justificação, são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27) através de 2 intervenções PEPAC a nível regional. Além disso, são possíveis outras fontes de financiamento através dos fundos FEDER (9 CCAA) e LIFE (**Tabela 49**).

Tabela 49. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de prevenção com inibidores

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção PEPAC para os Inibidores
6844	Auxílios aos investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à mitigação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficaz dos recursos naturais e à biodiversidade
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	2

Em **Portugal**, os inibidores são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27), com uma intervenção, com uma escala de aplicação nos 18 distritos continentais (**Tabela 50**).

Tabela 50. Intervenções da PAC em Portugal para medidas de prevenção com inibidores

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção PEPAC para os Inibidores
C 2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
TOTAL	1

Preços unitários antes de impostos

O custo económico dos inibidores é constante e não é compensado ao longo do tempo, como acontece com as vedações.

Tabela 51. Preços das medidas preventivas com inibidores

€	Unidade	Conceito
29€	L. / ha	Aplicação de inibidor a uma taxa de 1 litro por hectare de superfície tratada (equivalente a 300 cc/hl) para culturas de cereais aplicadas nas faixas perimetrais (inibidor TopTen® pulverizado em faixas de 10 metros). 1 ha tratado apenas perimetricamente significaria aprox. 10x400m.
20€	L. / ha.	Aplicação do inibidor a uma taxa de 1 litro por hectare de superfície tratada (equivalente a 200-250 cc/hl) para culturas hortícolas, plantas lenhosas e videiras (inibidor TopTen® pulverizado em faixas de 10 metros). Para ratinhos (aplicação radicular) 5 l/ha em irrigação gota a gota.
28€	un	Pulverizador foliar, com retenção de pressão, 12 litros, lança de 100 cm, pega de aço, correias ajustáveis para o segurar como uma mochila. Adequado para cobrir culturas extensivas de mais de 400 m². Considerar a utilização de uma cuba
195€	Jor.	Jornada de 8 horas de cuba de transporte de 10³ litros rebocada por um veículo ligeiro tipo pick-up, incluindo deslocações a uma velocidade média de 25 km/h. O peão de apoio não está incluído.
19€	ml.	250 ml de repelente ou afugentador com urina ou odor de raposas ou outros predadores.

Nota: preços calculados para Espanha. Em termos globais, poderá ser inferior em 9% em Portugal, embora fortemente condicionado pelos transportes, que poderão ser superiores em 15%. No entanto, a medida não seria atualmente aplicável em Portugal. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Os inibidores são uma das melhores medidas de proteção das culturas contra os coelhos (Garrote, 2021; LIFE Iberconejo, 2024). As grandes áreas agrícolas com emparcelamento, a escassa vegetação natural e as infra-estruturas rodoviárias são causas de perdas de colheitas (Delibes-Mateos et al., 2018). Em geral, diferentes medidas de prevenção podem contribuir, mas com uma eficácia variável. Existem barreiras físi-

cas, inibidores ou aversivos (repelentes químicos ou afugentadores sonoros ou ultra-sônicos), gestão do *habitat* (e.g., adaptação das culturas) e gestão cinegética. No seu conjunto, são eficazes na redução de 60% dos danos causados pela infestação e de 50% das perdas de produção (Garrote, 2021). O Topten® é um adubo à base de zinco que inibe a atração dos leporídeos pela cultura. Trata-se de um produto inócuo e biodegradável, à base de raízes de genciana (*Gentiana sp.*) que gera um sabor amargo na cultura, sinérgico com a presença de zinco, provocando um efeito antigosto e antiolfactivo que inibe a presença de coelhos e ratinhos (PreveCo, 2021b).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou um estudo experimental no centro de Espanha, dentro da área de distribuição original do coelho-bravo, que avaliou os **efeitos dos inibidores** e a eficácia de outras medidas de prevenção de danos na agricultura (faixa alimentar perimetral, vala perimetral, vedações, afugentadores, poleiros e caça com furão) no âmbito do controlo da sobreabundância (Soria, 2023):

- As medidas permitiram uma redução de 40% da perda de rendimento em 75% das parcelas (Garrote, 2021). No caso específico do inibidor *TopTen*®, conseguiu-se uma redução de 95,7% dos danos por afetação e uma redução de 93,7% das perdas de produção. No geral, as medidas mais eficientes na redução dos danos foram o inibidor, a instalação de vedações elétricas, a caça com furão e os afugentadores sonoros e ultrassônicos (Garrote, 2021). Por conseguinte, houve uma resposta comportamental positiva a esta medida por reação de aversão.
- No entanto, um outro estudo experimental realizado no Reino Unido avaliou a eficácia de um afugentador sonoro de alta frequência e apenas observou uma diminuição do consumo de isco num raio de 3 metros do dispositivo, com um efeito de apenas uma semana (Wilson & McKillop, 1986).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície das culturas afetadas (ha).
- Litros de inibidor utilizados (1 litro de *TopTen*® / ha).
- Litros de afugentador (urina ou odor de predadores).
- Comprimento total do perímetro protegido com uma faixa de 10 metros de largura.
- Superfície total protegida (ha).

Indicadores específicos:

- Abundâncias relativas de coelhos (densidades amostradas dentro e fora da superfície protegida ou da área de controlo por número de latrinas / km), em diferentes momentos da cultura (antes da emergência, durante e imediatamente antes da colheita).
- Abundâncias relativas amostradas, de preferência em máximos populacionais, utilizando os melhores critérios específicos disponíveis: IKA de coelhos/km/município.
- Abundâncias absolutas (coelhos / ha em habitats agrícolas estimados por *Distance sampling*) nos máximos populacionais.
- Elevado valor ou rentabilidade das culturas.
- Produção vegetal (peso / m² de superfície).

Indicadores de eficácia:

- Tendência da abundância relativa de coelhos, dentro e fora das culturas protegidas. Serão utilizados os melhores critérios específicos disponíveis, talvez o número de latrinas/km seja o mais objetivo do ponto de vista da população.

- Tendência das abundâncias absolutas, nos máximos populacionais.
- Alteração da superfície afetada (% de redução dos danos devido aos danos).
- Variação dos custos de produção (% de redução das perdas) atribuível à variação dos danos causados pelos coelhos. Os custos poderiam, em princípio, ser sensivelmente os mesmos, se não fosse tida em conta a previsão de danos.
- Custos económicos (investimento, manutenção) e relação custo/benefício.

REFERÊNCIAS

Delibes-Mateos, M. et al. 2018. A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Manag. Sci.* 74: 111-119.

Garrote, G., 2021. Evaluación de la eficacia de las medidas de prevención de daños implementadas en el proyecto PreveCo, sobre prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla la Mancha y Extremadura. Grupo Operativo PreveCo. WWF.

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).

LIFE Iberconejo, 2024. Documento de síntese da Conferência Iberconejo sobre a prevenção dos danos causados pelos coelhos na agricultura. Albacete, fevereiro de 2024.
<https://www.iberconejo.eu/buenas-practicas/>

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021a. Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de

monte en la agricultura. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.

<https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Prevenci%C3%B3n-Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021b. Resultados y bibliografía. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.
<https://preveco.es/resultados-y-bibliografia/>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021b. Manual de prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla-La Mancha y Extremadura. Fundação CBD-Habitat com o apoio dos parceiros do projeto PreveCo.

Rouco Zufiaurre, C. 2018. Recopilación bibliográfica sobre medidas de prevención de daños y control de poblaciones de conejo. Departamento de Zoología. Universidade de Córdoba.
https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Informe_Rev_Biblio_C_Rouco_UCO_Jul_2018_final.pdf

Soria González C. D. 2023. Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Wilson, C.J., McKillop, I.G., 1986. An Acoustic Scaring Device Tested against European Rabbits. *Wild-life Society Bulletin* 14, 409-411. <https://www.jstor.org/stable/3782279>

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 73. Os inibidores por odor ou sabor são substâncias sintetizadas para moderar ou interromper a alimentação dos coelhos bravos em ambientes agrícolas. Existem vários produtos comerciais repelentes de contacto, que são aplicados nas culturas (foto FomeCam).

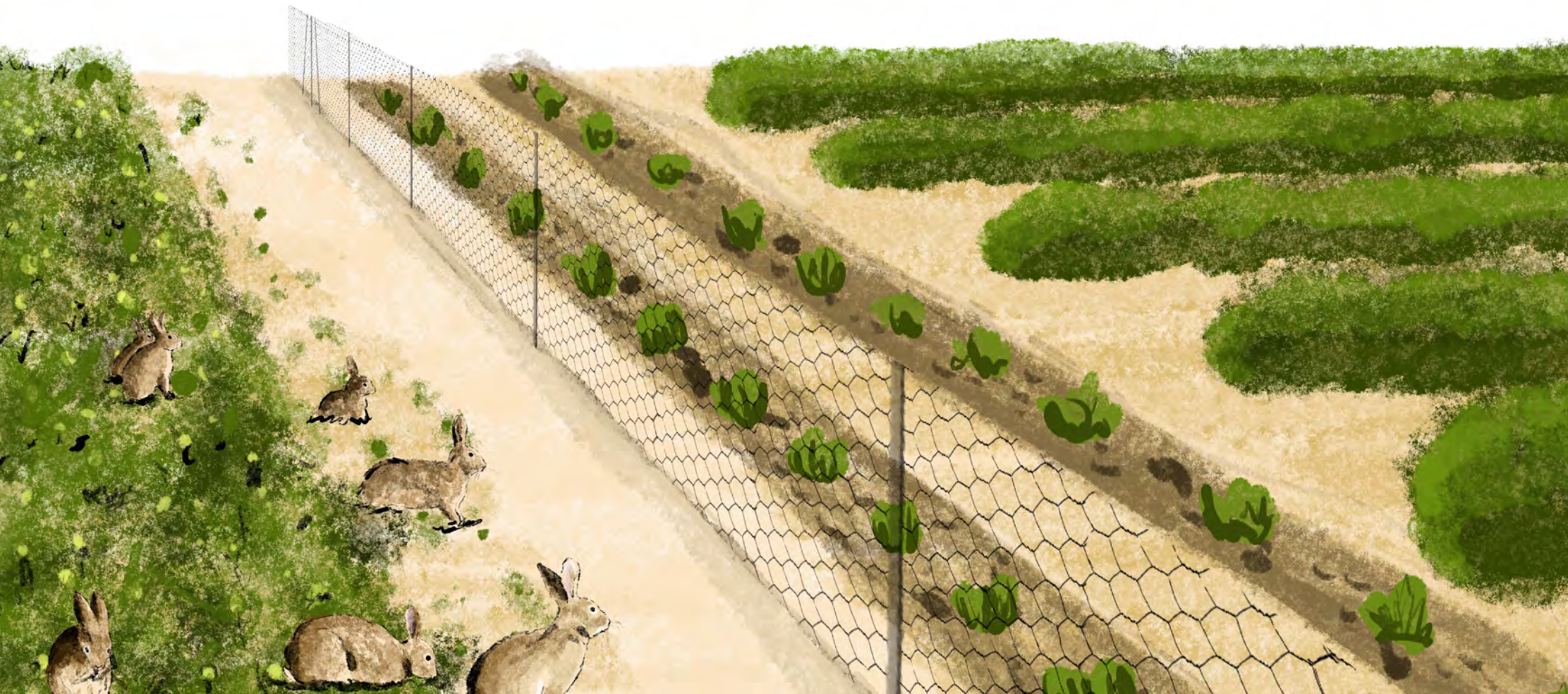


Figura 74: Avaliação numa zona de danos causados por coelhos na agricultura (foto WWF-Espanha).

Capítulo 7.3.

MEDIDAS DE PREVENÇÃO DE BARREIRA FÍSICA

Vedações de exclusão e protetores



Capítulo 7.3.

MEDIDAS DE PREVENÇÃO DE BARREIRA FÍSICA

Vedações de exclusão e protetores

OBJETIVOS

- Prevenção dos danos causados pelos coelhos à agricultura, às infra-estruturas e outros, através de **barreiras físicas**.
- Reduzir o conflito social associado.

DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS

As medidas de barreira física são outra boa alternativa para a prevenção dos danos causados à agricultura pelo coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). Estas medidas (métodos mecânicos) são as vedações perimetrais com malha de exclusão, com pastor elétrico, guardas mistas e individuais (Rouco, 2018; PreveCo, 2021a), que devem ser instaladas antes dos danos e não quando estes já estão a ocorrer.

Vedação do perímetro com malha (cerca de exclusão)

Consiste na instalação de uma vedação à volta da parcela agrícola a proteger, impedindo o acesso dos coelhos à cultura para se alimentarem. A conceção da medida requer a consideração dos seguintes aspectos: altura suficiente para que os coelhos não possam saltar por cima da barreira, espaçamento da malha para que os coelhos não possam passar através dela e enterrar a malha até uma certa profundidade (ou deitá-la plana com saias), pois os leporídeos podem tentar escavar através da malha. Trata-se de uma medida altamente eficaz, *a priori*, mas muito dependente da implementação no terreno, sendo a manutenção muito importante (PreveCo, 2021a).

Embora possa ser utilizado qualquer tipo de malha que satisfaça os requisitos acima descritos, por razões económicas, de facilidade de manuseamento e de instalação e de menor impacto, a malha hexagonal de “tripla torção” é mais frequentemente utilizada. Outras opções, como a “torção simples”, tornam o resultado mais caro, mas, acima de tudo, criam zonas fechadas (por vezes ilegais) no meio do campo. O método de instalação é enterrado ou colocado a pelo menos meio metro abaixo do nível do solo, embora seja preferível até um metro. O subterrâneo ou o corredor proporcionam uma margem suficiente para abortar a escavação dos coelhos antes que estes avancem mais. Uma vez instalados, a assistência e manutenção regulares são extremamente importantes (Connolly *et al.*, 2009), com 2-3 controlos mensais.

Vedação do perímetro com pastor elétrico

Consiste na instalação de uma vedação à volta da parcela agrícola a proteger, mas os postes são ligados por fios ou fitas metálicas que conduzem eletricidade (alta tensão e baixa amperagem). No momento em que os coelhos entram em contacto com estes condutores, sofrem um choque elétrico moderado, que os intimida e afugenta, deixando uma “barreira psicológica” durante algum tempo. O fornecimento de energia é simples, uma vez que podem ser carregados com painéis solares portáteis e não precisam de ser ligados à rede elétrica, embora isso também possa ser feito. A principal vantagem é o facto de a forma da cerca poder ser facilmente modificada, transportada e reutilizada, uma vez que os fios são enganchados em hastes de diferentes materiais e suportes isolantes que se movem de acordo com as condições. No caso de instalações permanentes, serão utilizados postes de madeira.

Protetores individuais

Trata-se de uma malha de material plástico (geralmente de polietileno) que é colocada à volta da árvore, do arbusto ou da vinha a proteger para evitar que os coelhos os roam. As feridas causadas pelos coelhos nos

troncos ou caules das plantas podem levar à morte por anelamento e são uma fonte de doenças fúngicas. A instalação é geralmente simples e basta colocá-la à volta do tronco da planta lenhosa até uma altura de, pelo menos, 50 cm (no caso dos coelhos) e fixá-la com cavilhas (geralmente com cerca de 6-8 mm). Nos meios agrícolas ou agro-florestais, os coelhos roem frequentemente as oliveiras, as vinhas ou as árvores de fruto, precisamente as culturas mais caras. Também podem ser utilizadas malhas metálicas para proteção, mas são menos económicas (Van Lerberghe *et al.*, 2005). O plástico é recomendado para as plantas jovens ou recém-plantadas, mas no caso de plantas lenhosas maduras, nas quais os coelhos também podem trepar, é melhor utilizar as metálicas e em consola.

É importante que os protetores individuais sejam mantidos e retirados do campo no final da sua vida útil. O abandono destes protetores leva a que as plantas sejam espetadas quando se encontram em 2-4 plantas de seiva e influencia o desenvolvimento das plantas quando o calibre atinge o diâmetro do protetor. Além disso, pode afetar pequenas aves passeriformes que possam ficar presas. É também um resíduo no campo que se fragmentará em microplásticos devido à meteorização ou à luz solar, que continuarão a poluir o ambiente durante décadas (Thompson *et al.*, 2024).

ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS

Equipamento necessário e material

- Malha metálica de “tripla torção”, hexagonal ou “coelheira”, de 31 mm de largura, em rolos de 1-2 m de altura para permitir enterrar ou deixar mais de 1 m (saia). Não são normalmente utilizados postes ou cantoneiras para suportar a malha (varas de aço), nem esticadores.
- Pastores elétricos alimentados por bateria de 12V ou por bateria com painéis solares; cintas ou fios. Devido à pequena massa corporal do

coelho, são de preferência utilizadas fitas condutoras para aumentar a superfície de contacto. Estas fitas são feitas de plástico e estão entrelaçadas com fios metálicos de cobre estanhado ou alumínio que conduzem eletricidade. É necessário montar pelo menos um cinto a 10 cm acima do solo e outro por cima, até uma altura de 50-60 cm acima do solo. Não é necessário colocar os condutores mais acima. Os restantes componentes seriam basicamente varas e isoladores para cercas temporárias, bobinas de armazenamento e voltímetros. Como as alturas são baixas, as portas não são normalmente utilizadas para o acesso. Neste caso, seria necessário um sistema de ligação à terra, um isolador, um puxador e uma mola de porta.

- Para proteções individuais, malhas de polietileno leve (até 150 g/m²), espaço de malha de cerca de 4 mm e tutor para instalação.
- Uma equipa de duas pessoas com um veículo todo-o-terreno e um reboque pode ser suficiente, dependendo do tipo de vedação ou de pastor elétrico (menos para os protetores). Material e equipamento para a prevenção de riscos profissionais.
- Ferramentas de estaleiro (marretas, picaretas, pás, enxadas, tenazes, flanges).

Época de realização e condicionantes

Em princípio, possibilidade durante todo o ano, embora condicionada por:

- Estas medidas não requerem, a priori, autorizações administrativas especiais, devido à grande permeabilidade do tipo de malha. Os pastores elétricos são elementos habituais na gestão das explorações pecuárias e não necessitam de autorizações específicas. No entanto, é obrigatório marcar a cerca elétrica com um sinal a cada 50 m de vala. Os protetores não necessitam de autorização.

- A montagem antecipada (dezembro-janeiro) permite prevenir os danos nas culturas antes que estes ocorram.
- O trabalho não deve interferir com o trabalho e as alfaías agrícolas, podendo ser útil uma sinalização visível.
- Em Áreas e Períodos críticos (reprodução, alimentação ou abrigo) para espécies ameaçadas, talvez de algumas aves estepárias ou passeriformes (e.g., fronteiras com a calhandra-de-dupont ou o rouxinol-do-mato). Se for esse o caso, apenas de agosto a janeiro a instalação (e a montagem antecipada correta), mas não a manutenção.
- A eficácia destas medidas depende da sua correta manutenção. E.g., os pastores elétricos podem descarregar-se se entrarem em contacto com o pasto.

Pormenores de execução

Para as vedações de exclusão

- Utilizar malhas “coelheiras” (tripla torção) com espaçamento de 3 cm (hexagonais) que impeçam o acesso dos coelhos por todas as vias possíveis, tendo em conta a capacidade de movimento, de escavação, de salto, e o tamanho dos coelhos jovens ou juvenis.
- Em alternativa, as áreas onde se concentram os marouços dos coelhos podem ser vedadas.
- É aconselhável deixar uma aba ou uma saia de malha sobre o terreno, a pelo menos 0,5 metros do lado exterior da cultura, para evitar a escavação por coelhos (instalação contínua). Pode também ser deixada uma aba no lado da colheita, com o mesmo comprimento, para que, se os coelhos cavarem, tenham de percorrer uma distância adicional.
- A malha pode ser ligeiramente inclinada na viseira, para evitar saltos.

- A vida selvagem na zona pode colidir com a malha e derrubá-la ou dobrá-la; e pode ser marcada com fita sinalizadora.
- Para a altura e o tamanho do vão, a malha proporciona um meio permeável para a maior parte da fauna vertebrada.
- Em termos de **perceção social**, a vedação é uma medida que os agricultores consideram muito eficaz, mas a sua utilização é limitada por uma série de inconvenientes. O principal impedimento à utilização é o custo da instalação e da manutenção contínua. Por outro lado, é um obstáculo que pode dificultar algumas tarefas agrícolas (IESA-CSIC, 2024).

Para vedação perimetral com pastor elétrico

- As descargas elétricas impedem o acesso por repulsão e expulsão dos coelhos. A energia máxima permitida pelos regulamentos para os pastores elétricos é de 5 joules a uma tensão máxima de 10.000 volts; e a mínima eficaz é de 3.000 volts.
- Utilize um voltímetro para testar a bateria. Se for inferior a 10,5 volts, a maioria dos pastores elétricos não funcionará.
- O primeiro fio a partir do solo deve ter entre 6-10 cm de altura, porque os coelhos podem evitá-lo passando por baixo. No entanto, a 10 cm, é fácil que a vegetação que rodeia a vedação entre em contacto com os condutores, formando terra e descarregando o sistema.
- Exige uma manutenção rigorosa, com controlos regulares, pelo menos uma vez por semana, e limpeza por baixo da via (e mesmo lavoura). A utilização de herbicidas abaixo do pastor elétrico é desaconselhada devido ao impacto ambiental.
- A recolha e o enrolamento das fitas e dos fios podem ser complicados e demorados.

Para os protetores individuais

- Este método de separação física (com cercadura individualizada) para árvores ou arbustos lenhosos e frutíferos proporciona uma barreira física contra o pastoreio dos rebentos jovens e da casca do tronco. Estão disponíveis em diferentes alturas, de 0,60 a 1,5 m.
- Os protetores individuais são muito eficazes, mas dependem de uma montagem inicial correta.
- Em termos de **perceção social**, os protetores são outra medida considerada eficaz na proteção das plantas, especialmente nas primeiras fases de crescimento, no caso da vinha, da oliveira e das árvores de fruto. Não só é considerado eficaz, como também é essencial para que as plantações possam prosperar em caso de sobrepopulação de coelhos. Neste sentido, a exigência dos agricultores é de um maior apoio das administrações para reduzir o custo económico desta medida (IESA-CSIC, 2024).

As vedações, os pastores elétricos e os protetores podem ser combinados entre si e com outras medidas de prevenção elegíveis para financiamento da PAC, como os inibidores e a caça com furão. Outras medidas a considerar poderiam ser afugentadores sonoros ou ultra-sónicos, adaptação das culturas, aumento da predação e coordenação ou governação com agricultores, caçadores, administração e seguradoras (gestão integrada).

FINANCIAMENTO

Possibilidade de financiamento pela PAC

Em geral, a PAC pode financiar a prevenção de danos com três intervenções (6844, 6871 e 7165), embora estas sejam limitadas. A vedação foi identificada como uma medida com potencial de financiamento, para além da caça com furão e dos inibidores (Navarro & Mattos, 2024).

Em **Espanha**, as vedações de exclusão e qualquer medida preventiva, independentemente do seu tipo e de forma justificada, são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27) com duas intervenções PEPAC. Ou seja, através das intervenções 6844 (em 7 CCAA) e 7165 (em 6 CCAA). Além disso, são possíveis outras fontes de financiamento com fundos FEDER (11 CCAA) e LIFE (**Tabela 52**).

Os **protetores** podem também ser financiados através da Intervenção Sectorial para o Setor Vitivinícola (O1IS581801V1) do primeiro pilar do Fundo Espanhol de Garantia Agrícola (FEOGA).

Tabela 52. Intervenções da PAC em Espanha para medidas de prevenção com vedações de exclusão

Código de Intervenção PAC Espanha	Nome da intervenção do PEPAC para as vedações de exclusão
6844	Auxílios aos investimentos não produtivos nas explorações agrícolas ligados à mitigação-adaptação às alterações climáticas, à utilização eficaz dos recursos naturais e à biodiversidade
7165	Cooperação para o meio ambiente
TOTAL	2

Em **Portugal**, as vedações de exclusão são elegíveis para financiamento da PAC (2023-27), com três intervenções.

A escala de aplicação é nos 18 distritos continentais (**Tabela 53**).

Tabela 53. Intervenções da PAC em Portugal para medidas preventivas com vedações de exclusão

Código de Intervenção PAC Portugal	Nome da intervenção do PEPAC para as vedações de exclusão
C 2.1.2	Investimento agrícola para a melhoria do desempenho ambiental
C 2.1.3	Investimentos não produtivos
C 3.2.7	Gestão da Fauna Selvagem
TOTAL	3

Preços unitários antes de impostos

O custo económico da vedação exige um investimento inicial mais elevado, mas que é compensado ao longo do tempo (embora seja variável em função da manutenção) e quanto maior for a parcela (devido à relação perímetro/superfície).

Tabela 54. Preços das medidas de prevenção vedações de exclusão

€	Unidade	Conceito
4,9€	m	Vedação perimetral de 100 m com malha "tripla torção" , hexagonal, 31 mm de espaçamento. Construção de uma cerca perimetral nos campos, com esta malha "coelheira" de 50 cm de altura, com uma saia e suportada por varas de ferro ondulado de 12 mm, com 1 m de altura, colocadas de 3 em 3 m.
1.992€	ha	Hectare protegido por uma vedação perimetral com malha "coelheira".
5,90€	m	Cerca perimetral de 100 m com pastor elétrico.
2.360€	ha	Hectare protegido com pastor elétrico .
0,55€	un.	Fornecimento no local de um protetor individual de 0,60 cm de altura.
1.220€	ha	Hectare protegido com protetores de plantas individuais, para uma densidade média de 400 plantas/ha.

Nota: preços calculados para Espanha, que em geral poderão ser inferiores em 9 % em Portugal, embora fortemente condicionados pelo transporte, que poderá ser superior em 15 %. Preços antes de impostos, sendo a taxa normal de IVA em Portugal de 23% e em Espanha de 21% (2024).

FUNDAMENTAÇÃO

Fundamentação, mensagens-chave e recomendações de acordo com a literatura revista

Tradicionalmente, face aos constantes danos agrícolas, em zonas de elevada densidade de coelhos ou em culturas lenhosas valiosas, têm sido instaladas malhas de exclusão. Estes tipos de defesas são uma das melhores medidas para proteger as culturas contra os coelhos-bravos (Barrio *et al.*, 2010, 2012; Garrote, 2021).

Em geral, diferentes medidas podem ajudar, mas com eficácia variável e não sem inconvenientes. Existem medidas de prevenção de barreira física (vedação, pastor elétrico, vala perimetral), inibidoras ou aversivas, gestão do *habitat* e gestão cinegética. No seu conjunto, são eficazes na obtenção de reduções de 60% nos danos e de 50% nas perdas de produção. As medidas de prevenção mais eficazes foram a vedação do perímetro, os inibidores, os afugentadores e a caça com furão (Garrote, 2021, LIFE Iberconejo, 2024a).

A revisão e seleção de artigos do projeto LIFE Iberconejo identificou e selecionou sete estudos experimentais que avaliaram os efeitos de **vedações de exclusão** para o controlo da sobreabundância e prevenção de danos de coelhos-bravos (Soria, 2023). Três estudos foram realizados em Espanha (centro e sul) e quatro noutros países fora da área de distribuição original do coelho (Reino Unido e Austrália):

- Se forem corretamente instaladas e mantidas, as vedações elétricas podem ter uma eficácia semelhante à das vedações de malha e reduzir as entradas de coelhos até 85% (McKillop *et al.*, 1993, 1998).
- Em vedações de malha galinheira parcialmente enterradas (para regeneração de *Ulex europaeus*), os coelhos não conseguiram aceder (Liley *et al.*, 2005).
- Uma vedação metálica de 180 cm de altura, com uma saia e uma saliência, conteve eficazmente a maior parte dos coelhos. No entanto, uma vedação hexagonal com um vão de 40 mm não foi eficaz para os juvenis, tendo sido recomendada uma vedação de 30 mm (Moseby & Read, 2006).
- Os danos causados às vinhas foram associados à abundância de coelhos e, inversamente, à diversidade de plantas herbáceas. A exclusão por vedação reduziu os danos (Barrio *et al.*, 2010).
- A vedação de 1 m de altura e 0,2 m abaixo reduziu significativa-

mente os danos às culturas, mantendo as densidades de coelhos próximas de zero, embora números baixos de coelhos possam causar danos apreciáveis (Barrio *et al.*, 2012).

- As medidas alcançaram uma redução de 40% na perda de rendimento em 75% das parcelas; e a mais eficiente foi a vedação elétrica. Globalmente, a vedação permitiu uma redução de 91,5% dos danos provocados pelo afeto e uma redução de 93,8% das perdas de produção. Não foi detetada qualquer diferença na redução de danos entre vedações perimetrais simples e eletrificadas, o que torna as vedações simples mais rentáveis e mais fáceis de manter. No geral, os mais eficazes na redução dos danos foram o inibidor *TopTen®*, a instalação de vedações elétricas, a caça com furão e os afugentadores (Garrote, 2021).

Por último, os **protetores** individuais são sistemas comprovadamente utilizados nas plantações florestais, mas não foram encontrados dados científicos sobre a proteção das culturas lenhosas.

Assim, em todos os casos, verificou-se uma resposta comportamental positiva a estas medidas de barreira física. Dependendo das condições locais, uma vedação de um metro de altura com uma parte enterrada e um vão máximo de 3 cm para impedir a passagem de coelhos juvenis pode ser uma boa opção (Moseby & Read, 2006; Barrio *et al.*, 2012; Garrote, 2021).

INDICADORES

Indicadores gerais:

- Superfície das culturas afetadas (ha).
- Comprimento total do perímetro protegido por uma vedação de malha metálica ou por pastores elétricos.
- Número total de protetores individuais.
- Superfície total protegida (ha).

Indicadores específicos:

- Abundâncias relativas de coelhos (densidades amostradas dentro e fora da área protegida ou área de controlo por número de latrinas/km), em diferentes momentos (pré-desova, durante e imediatamente antes da colheita).
- Abundâncias relativas amostradas, de preferência em máximos populacionais, utilizando os melhores critérios específicos disponíveis: IKA de coelhos/km/município
- Abundâncias absolutas (coelhos / ha em habitats agrícolas estimados por *Distance sampling*) nos máximos populacionais.
- Elevado valor ou rentabilidade das culturas.
- Produção vegetal (peso / m² de superfície).

Indicadores de eficácia:

- Tendência da abundância relativa de coelhos, dentro e fora das culturas protegidas. Será utilizado o melhor critério específico disponível, talvez o número de latrinas/km seja o mais objetivo do ponto de vista da população.
- Tendência das abundâncias absolutas, nos máximos populacionais.
- Alteração da superfície afetada (% de redução dos danos devido aos danos).
- Variação dos custos de produção (% de redução das perdas) atribuível à variação dos danos causados pelos coelhos. Os custos poderiam, em princípio, ser sensivelmente os mesmos, se não fosse tida em conta a previsão de danos.
- Custos económicos (investimento, manutenção) e relação custo/benefício.

REFERÊNCIAS

Barrio, I.C., Bueno, C.G., Tortosa, F.S., 2010. *Alternative food and rabbit damage in vineyards of southern Spain. Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 51–54.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.017>

Barrio, I.C., Villafuerte, R., Tortosa, F.S., 2012. *Can cover crops reduce rabbit-induced damages in vineyards in southern Spain? Wildlife Biology* 18, 88–96. <https://doi.org/10.2981/10-110>

Connolly, TA, Day, T.D., King, C.M. 2009. *Estimating the potential for reinvasion by mammalian pests through pest-exclusion fencing. Wildlife Research* 36: 410–421.

Garrote, G., 2021. *Evaluación de la eficacia de las medidas de prevención de daños implementadas en el proyecto PreveCo, sobre prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla la Mancha y Extremadura. Grupo Operativo PreveCo. WWF.*

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo (F. Garrido & J. Ruíz).*

LIFE Iberconejo, 2024a. *Documento de síntese da Conferência Iberconejo sobre a prevenção dos danos causados pelos coelhos na agricultura. Albacete, fevereiro de 2024.*

<https://www.iberconejo.eu/buenas-practicas/>

Liley, D., 2005. *Gorse Ulex europaeus coppicing at Blackhill, Dorset, England. Conservation Evidence* 2, 115–116

McKillop, I.G., Ginella, S.G.V., Wilson, C.J., Hanlon A.J., Pugh, B.D. 1993. *The effects of power failure on the behaviour of European wild rabbits at electric fences. Applied Animal Behaviour Science* 35: 277–290.

McKillop, B. P., Pepper, W. and Wilson, J.C. 1998. *Long-term cost effectiveness of fences to manage European wild rabbits. Crop Protection* 17(5): 393–400.

Moseby, K.E., Read, J.J., 2006. *The efficacy of feral cat, fox and rabbit exclusion fence designs for threatened species protection. Biological Conservation* 127, 429–437.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.002>

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal), 2024. *Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.*

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021a. *Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de monte en la agricultura. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH.*

<https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Preveni%C3%B3n-Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo, 2021b. *Manual de prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla-La Mancha y Extremadura. Fundação CBD-Habitat com o apoio dos parceiros do projeto PreveCo.*

Rouco Zufiaurre, C. 2018. *Recopilación bibliográfica sobre medidas de prevención de daños y control de poblaciones de conejo. Departamento de Zoología. Universidade de Córdoba.*

https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Informe_Rev_Biblio_C_Rouco_UCO_Jul_2018_final.pdf

Van Lerberghe P, Baubet O, Balleux P, 2005. *La protection totale des arbres contre les dégâts des animaux (II): Pose et dépose des manchons grillagés en plastique. Forêt-entreprise*, 165: 10–16

Soria González C. D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.*

Thompson, R. C., Courtene-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., Koelmans, A. A. 2024. *Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned? Science*, 386: eadl2746. <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>

FOTOS ILUSTRATIVAS



Figura 75. As medidas de barreira física estão entre as mais úteis para prevenir os danos causados pelos coelhos na agricultura, como a vedação de malha perimetral combinada com pastor elétrico (foto FomeCam).



Figura 76. As medidas de barreira física incluem o pastor elétrico (foto FCBDH) ou uma combinação de vedação de malha e pastor elétrico (foto FomeCam).



Figura 77. Medidas como guardas individuais são úteis para a prevenção de danos agrícolas em plantas lenhosas, mas este tipo de ações deve ser instalado antes de ocorrerem (foto WWF-Espanha).

BIBLIOGRAFIA

Abrantes, J., Lopes, A.M., Dalton, K.P., Melo, P., Correia, J.J., Ramada, M., Alves, P.C. and Esteves, P.J. 2013. New variant of rabbit hemorrhagic disease virus, Portugal, 2012-2013. *Emerging Infectious Diseases* 19: 1900-1992. Doi:[10.3201/eid1911.130908](https://doi.org/10.3201/eid1911.130908)

Adetunji, A.T. et al. 2020. Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review. *Soil and Tillage Research*, 204: 104717. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104717>

AGIF. Agência para a Gestão Integrada de Fogos Rurais, I.P., 2024. Sistema de gestão integrada de fogos rurais (SGIFR) Portugal. Consultado 30/07/2024. <https://www.agif.pt/pt/sobre-o-sgifr>.

Agudín S., Guil F., Oria J., Silvestre F. 2011. Actuaciones para el fomento de las poblaciones naturales de conejo de monte en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo & Fundación CBD-Hábitat, Madrid.

Agudín, S., Silvestre, F., Guil, F., Oria, J., El Khadir, N. 2011b. Efecto de la presencia de lince y zorro sobre la abundancia de conejo de monte estimada a partir de indicios indirectos. 2011. II Congreso Internacional sobre el conejo de monte. Proyecto Life+ 07/NAT/E/000742 Priorimancha. Toledo (España), 24-25 de noviembre de 2011. Pagina 47. http://www.priorimancha.es/documentos/actas_congreso_conejo_toledo.pdf

Agudín S., Fernández M., Guil F., Inogés J., Martínez M., Silvestre, F. 2014. Fomento de las poblaciones de conejos. Cap.7 En: San Miguel, A. (Coord.). 2014. 2ª Edición. Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Fundación CBD-Hábitat. Madrid.

Alda, F., Doadrio, I., Hernández M., Muñoz J., Silvestre F. 2014. Gestión genética e inmunológica para el manejo de las traslocaciones y reintroducciones de conejo en España. In: San Miguel, A. (Coord.). 2014. 2ª Edición. Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Fundación CBD-Hábitat. Madrid. http://www.iberlince.eu/images/docs/ManualLinceIberico_CBDH.pdf

Andela, N. et al. 2017. A human-driven decline in global burned area. *Science*, 356: 1356-1362. <https://doi.org/10.1126/science.aal4108>

Angulo, E., 2003. Capítulo 1: Influencia de las variables históricas y de las variables de paisaje sobre la distribución y abundancia de las poblaciones de conejo en Andalucía. Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Angulo, E., 2003b. Capítulo 2: El uso de las estrategias múltiples para la gestión de la caza menor: implicaciones en la conservación natural. Tesis doctoral: Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Angulo, E., Villafuerte, R. 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation*, 115: 291-301. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00148-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00148-4)

APROCA España-Fundación CBD-Hábitat. 2012. Manual de Gestión para propietarios y gestores de fincas privadas. Buenas practicas Cinegéticas y Forestales para la Conservación del Medio Natural. Ciudad Real. APROCA-FCBDH.

Arenas, A.J., Astorga, R.J., García, I., Varo, A., Huerta, B., Carbonero, A., Cadenas, R., Perea, A. 2006. Captive Breeding of Wild Rabbits: Techniques and Population Dynamics. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1801-1804. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1801:CBOWRT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1801:CBOWRT]2.0.CO;2)

Argüello, J.L., Llano, A., Pérez--Ordoyo, L.L. 1998. Enfermedad vírica hemorrágica del conejo en España. *Medicina Veterinaria* 5: 645-650.

Armenteros, J.A., Sánchez-García, C., Alonso, M.E., Larsen, R.T., Gaudioso, V.R. 2015. Use of water troughs by wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in a farmland area of north-west Spain. *Anim. Biodiv. Conserv.* 38: 233-240. <https://doi.org/10.32800/abc.2015.38.0233>

Arroyo, Beatriz; Lara Moreno-Zárate; Francesc Sardà Palomera. 2023. Catálogo de medidas de hábitat en ecosistemas agrarios y no agrarios para la mejora poblacional de la tórtola europea. Encomienda de gestión entre el MAPA y el IREC para la implementación de un mecanismo de gestión cinegético adaptativo de la tórtola europea (*Streptopelia turtur*) asociada a la gestión del hábitat. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. MAPA. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/gestion-cinegetica/informemapacatalogoprioriza-dohabitat-v9_tcm30-690854.pdf

Ascensão, F., Mira, A., 2007. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecol. Res.* 22: 57-66. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0004-1>

Banks, P.B., Hume, I.D., & Crowe, O. 1999. Behavioural, Morphological and Dietary Response of Rabbits to Predation Risk from Foxes. *Oikos*, 85: 247-256. <https://doi.org/10.2307/3546490>

Barnett, Louise & Prowse, Thomas & Peacock, David & Mutze, Gregory & Sinclair, Ron & Kovaliski, John & Cooke, Brian & Bradshaw, Corey. 2018. *Previous exposure to myxoma virus reduces survival of European rabbits during outbreaks of rabbit haemorrhagic disease*. *Journal of Applied Ecology*. 55. 10.1111/1365-2664.13187.

Barrio, I.C., Bueno, C.G., Tortosa, F.S. 2009. *Improving predictions of the location and use of warrens in sensitive rabbit populations*. *Animal Conservation*, 12: 426-433.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00268.x>

Barrio, I.C., Bueno, C.G., Tortosa, F.S. 2010. *Alternative food and rabbit damage in vineyards of southern Spain*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138: 51-54.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.017>

Barrio, I.C., Acevedo, P. and Tortosa, F.S. 2010. *Assessment of methods for estimating wild rabbit population abundance in agricultural landscape*. *European Journal of Wildlife Research* 56: 335-340.

Barrio, I.C., Villafuerte, R., Tortosa, F.S. 2012. *Can cover crops reduce rabbit-induced damages in vineyards in southern Spain?* *Wildlife Biology*, 18: 88-96. <https://doi.org/10.2981/10-110>

Beja, P., Pais, M., Palma, L., 2007. *Rabbit *Oryctolagus Cuniculus* Habitats in Mediterranean Scrubland: The Role of Scrub Structure and Composition*. *Wildlife Biology*, 13: 28-37.
[https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[28:ROCHIM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[28:ROCHIM]2.0.CO;2)

Beja, P., Gordinho, L., Reino, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M., Borralho, R. 2009. *Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications*. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0236-1>

Bell D.J. 1980. *Social Olfaction in Lagomorphs*. *Symposia of the Zoological Society of London*, 45: 141-164.

Bell, D.J. and Webb, N.J. 1991. *Effects of climate on the reproduction in the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*)*. *Journal of Zoology* 224: 639-648.

Blanco, J.C., y Villafuerte, R. 1993. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Informe inédito. Tragsa.

Blas, C. 1989. *La alimentación del conejo*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.

Bond, W.J. 2019. *Open Ecosystems. Ecology and Evolution beyond the Forest Edge*. Oxford University Press.

Bond, W.J., Keeley, J.E. 2005. *Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems*. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 387-394.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

Boza, M.D., 2003. 2ª Edición. *El Trampeo y demás artes de caza tradicionales en la Península ibérica*. Ed Hispano Europea s.a. Barcelona.

Brainerd, S. 2007. *European Charter on Hunting and Biodiversity*. *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats - Standing Committee 27th meeting, Council of Europe, Strasbourg*. <https://rm.coe.int/168074649f>

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press.

Buckland, S., Rexstad, E., Marques, T., Oedekoven, C. 2015. *Distance sampling methods and applications*. *Methods in Statistical Ecology*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19219-2>

Burgos, T. et al. 2023 *Top-down and bottom-up effects modulate species co-existence in a context of top predator restoration*. *Scientific Reports*, 13: 4170.
<https://doi.org/10.1038/s41598-023-31105-w>

Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S., 2006. *Vaccination Success and Body Condition in the European Wild Rabbit: Applications for Conservation Strategies*. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1125-1131.
[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1125:VSABCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1125:VSABCI]2.0.CO;2)

Cabezas, S., Moreno, S. 2007. *An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits*. *Animal Conservation*, 10: 340-348.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00119.x>

Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S. 2011. *Survival of translocated wild rabbits: importance of habitat, physiological and immune condition: Survival of translocated wild rabbits*. *Anim. Conserv.* 14: 665-675. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00472.x>

Cabezas-Díaz, S., Virgós, S. 2022. *Latrine counts to estimate wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*)*

density as a tool for biodiversity conservation and management. *Ecological Indicators*, 145: 109684. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109684>

Cabrera, A. 1914. Fauna Ibérica. Mamíferos. *Oryctolagus cuniculus algirus* (Loche) (P 293-296). Museo Nacional de Ciencias Naturales. Junta para la Ampliación de Estudios. Instituto Nacional de Ciencias Físico Naturales. <https://archive.org/details/faunaibricamam00cabr/page/n9/mode/2up>

Calvete, C., Estrada, R., Osácar, J.J., Lucientes, J. 1995. "Conejos de reposición". *Trofeo* 1996, 305: 20-25.

Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osacar, J.J. 1997. Effectiveness of traditional wild restocking in Spain. *Journal of Zoology*, 241: 271-277. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb01957.x>

Calvete, C. 1999. Tesis doctoral: Epidemiología de Enfermedad Hemorrágica (VHD) y mixomatosis en el conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) en el valle medio del Ebro - Modelización de VHD y herramientas de gestión. Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., Cabezas-Ruiz, S. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 19: 533-544. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000036139.04466.06>

Calvete, C., Estrada, R., Lucientes, J., Osacar, J.J., Villafuerte, R. 2004b. Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease and myxomatosis on long-term mortality rates of European wild rabbits. *The Veterinary Record*, 155: 388-392. <https://doi.org/10.1136/vr.155.13.388>

Calvete, C., Estrada, R., Osacar, J.J., Lucientes, J., Villafuerte, R. 2004c. Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral hemorrhagic disease (VHD) on the survival of European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management*, 68: 198-205. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0198:SNEOVC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0198:SNEOVC]2.0.CO;2)

Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R. 2005. Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biological Conservation*, 121: 623-634. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.013>

Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., Moreno, S., Villafuerte, R. 2005b. Quarantine length and survival of translocated European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management*, 69: 1063-1072. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069\[1063:QLASOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069[1063:QLASOT]2.0.CO;2)

Calvete, C. 2006. The use of immunization programs in wild populations: Modelling effectiveness of vaccination campaigns against rabbit hemorrhagic disease. *Biological Conservation*, 130: 290-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.025>

Calvete, C. 2006b. Modeling the Effect of Population Dynamics on the Impact of Rabbit Hemorrhagic Disease: Rabbit Hemorrhagic Disease and Population Dynamics. *Conservation Biology*, 20: 1232-1241. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00371.x>

Calvete, C., Pelayo, E. and Sampietro, J. 2006c. Habitat factors related to wild rabbit population trends after the initial impact of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research* 33: 467-474.

Calvete, C. 2008. La predación sobre el conejo de monte. En: Garrido Martín J.L. Aportaciones a la Gestión Sostenible de la Caza nº 3. Ed. FEDENCA-Escuela Española de Caza, Madrid, 2008. 285 pp.

Calvete, C., Sarto, P., Calvo, A.J., Monroy, F. and Calvo, J.H. 2014. Could the new rabbit haemorrhagic disease variant (RHDVb) be fully replacing classical RHD strains in the Iberian Peninsula?. *World Rabbit Science* 22: 91.

Cardil, A., Eastaugh, C.S., Molina, D.M. 2014. Extreme temperature conditions and wildland fires in Spain. *Theoretical and Applied Climatology*, 122: 219-228. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1295-8>

Carneiro, M., Ferrand, N., & Nachman, M. W. 2009. Recombination and speciation: loci near centromeres are more differentiated than loci near telomeres between subspecies of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Genetics*, 181(2), 593-606. <https://doi.org/10.1534/genetics.108.096826>

Carneiro, M., Blanco-Aguilar, J.A., Villafuerte, R., Ferrand, N. y Nachman, M.W. 2010. Speciation of the European rabbit: islands of differentiation on the X chromosome and autosomes. *Evolution* 64.

Carneiro, M., Albert, F.W., Afonso, S., Pereira, R.J., Burbano, H., Campos, R., Melo-Ferreira, J., Blanco-Aguilar, J.A., Villafuerte, R., Nachman, M.W., Good, J.M. y Ferrand, N. 2014. The genomic architecture of population divergence between subspecies of the European Rabbit. *PLOS Genetics*, 10: e1003519. <https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1003519>

Carneiro, M., Blanco-Aguilar, J.A., Villafuerte, R., Ferrand, N. y Nachman, M.W. Carpio, A.J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., Tortosa, F.S. 2014b. The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit? *Wildlife Biology*, 20: 161-166. <https://doi.org/10.2981/wlb.13113>

Carpio, A.J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., Tortosa, F.S. 2014. *The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit?* *Wildlife Biology*, 20: 161-166. <https://doi.org/10.2981/wlb.13113>

Carpino-Camargo, A.J. et al. 2021. *Assessing red deer hunting management in the Iberian Peninsula: the importance of longitudinal studies*. *PeerJ* 9: e10872. <https://doi.org/10.7717/peerj.10872>

Carracedo-Martín, C. et al. 2016. *Increasing late winter-early spring fire activity in Northern Spain: climatechange or human footprint?* *Geophysical Research Abstracts*, 18: 12619.

Carro, F., Ortega, M., Soriguer, R.C. 2019. *Is restocking a useful tool for increasing rabbit densities?* *Global Ecology and Conservation*, 17: e00560. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00560>

Carvalho C., Abade Dos Santos F.A., Monteiro M., Carvalho P., Mendonça P., Duarte M.D. 2020. *First cases of myxomatosis in Iberian hares (Lepus granatensis) in Portugal*. *Vet. Rec. Case Rep.* 2020; 8:e001044. <https://doi.org/10.1136/vetreccr-2019-001044>

Carvalho, C.L., Abade dos Santos, F.A., Fagulha, T., Carvalho, P., Mendonça, P., Monteiro, M. and Dias Duarte, M. 2020b, *Myxoma virus and rabbit haemorrhagic disease virus 2 coinfection in a European wild rabbit (Oryctolagus cuniculus algeris), Portugal*. *Vet Rec Case Rep*, 8: e001002. <https://doi.org/10.1136/vetreccr-2019-001002>

Casimiro-Soriguer Escofet, R. 1979. *Biología y dinámica de una población de conejos (oryctolagus cuniculus L.) En Andalucía occidental. (Tesis doctoral inédita)*. Universidad de Sevilla, Sevilla. <http://hdl.handle.net/11441/47330>

Cassinello, J. 2013. *La caza como recurso renovable y la conservación de la naturaleza*. Catarata – CSIC.

Castilla La Mancha, Junta de Comunidades. Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad. Servicio de Caza y Pesca 2023. *Criterios técnicos para la declaración de la comarca de emergencia cinegética, en base a datos de abundancia y comarcas de gestión de conejos en Castilla La Mancha*. Consejería de Desarrollo Sostenible. https://www.castillalamancha.es/sites/default/files/documentos/pdf/20230208/05_informe_criterios_cec_2023_v2.pdf

Catalán, I., Rodríguez-Hidalgo, P., Tortosa, F.S. 2008. *Is habitat management an effective tool for wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) population reinforcement?* *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 449-453. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0169-0>

Chicharro, C., S. Migueláñez, M. Flores, E. García, S. Ortega, F. Fuster, J. Bernal, I. Cruz, J. Nieto. 2017. *Infección por Leishmania infantum en fauna silvestre en el brote de leishmaniasis del área 9 de la Comunidad de Madrid (2011-2014)*. En: *Brote de leishmaniasis en Fuenlabrada y otros municipios de la comunidad de Madrid: el papel de las liebres y los conejos como reservorios*. Dirección General de Salud Pública. Consejería de Sanidad. Comunidad de Madrid.

Connolly, T.A., Day, T.D., King, C.M. 2009. *Estimating the potential for reinvasion by mammalian pests through pest-exclusion fencing*. *Wildlife Research*, 36: 410-421. <https://doi.org/10.1071/WR09021>

Conservation Evidence 2020. *Department of Zoology. University of Cambridge. David Attenborough Building Pembroke Street. Cambridge. CB2 3QZ © 2020 ConservationEvidence.com*. <https://www.conservationevidence.com/>

Cooke, B.D. 1981. *Rabbit Control and the Conservation of Native Mallee Vegetation on Roadsides in South Australia*. *Aust. Wild. Res.*, 8: 627-36. <https://doi.org/10.1071/WR9810627>

Cooke, B.D. 2002. *Rabbit haemorrhagic disease: field epidemiology and the management of wild rabbit populations*. *Rev. Scitech. Off. Int. Epiz.* 21: 347-358. <http://dx.doi.org/10.20506/rst.21.2.1337>

Cooke, B.D. 2014. *Australia's War Against Rabbits: The Story of Rabbit Haemorrhagic Disease* CSIRO, Canberra, Australia.

Cooke, B.D., Flux, J.F.C. and Bonino, N. 2018. *Introduced lagomorphs*. In: A.T. Smith, C.H. Johnston, P. Alves, and K. Hackländer, K. (eds), *Lagomorphs: Pikas, Rabbits, and Hares of the World*, pp. 13-17. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Costa, M. et al. 2012. *A panel of microsatellite markers for genetic studies of European polecats (Mustela putorius) and ferrets (Mustela furo)*. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 629-633. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0627-1>

Côté, I.M., Sutherland, W.J. 1997. *The effectiveness of removing predators to protect bird populations*. *Conservation Biology*, 11: 395-405. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95410.x>

Cotilla, I., Villafuerte, R. 2007. *Rabbit conservation: models to evaluate the effects of timing of restocking on recipient and donor populations*. *Wildl. Res.* 34: 247. <https://doi.org/10.1071/WR06154>

Cotilla, I., Delibes-Mateos, M., Ramírez, E., Castro, F., Cooke, B.D. y Villafuerte, R. 2010. Establishing a serological surveillance protocol for rabbit hemorrhagic disease by combining mathematical models and field data: implication for rabbit conservation. *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 725-733.

<https://doi.org/10.1007/s10344-010-0368-y>

Covisa, J. 2015. *Caza Sostenible*. Fundación Caza Sostenible.

D'Amico, M., Tablado, Z., Revilla, E., Palomares, F. 2014. Free housing for declining populations: optimizing the provision of artificial breeding structures. *Journal for Nature Conservation*, 22: 369-376. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.006>

Daryanto, S. et al. 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth-Science Reviews*, 185: 357-373. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013>

Delibes-Mateos, Miguel. 2006. *Relaciones entre los cambios poblacionales de conejo, la gestión cinegética, el hábitat y los predadores: Implicaciones para la conservación*. Tesis doctoral, IREC, C. Real.

Delibes-Mateos, M., Redpath, S.E., Angulo, E., Ferreras, P. and Villafuerte, R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137: 149-156.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers. Conserv.* 17: 559-574. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9272-5>.

Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. and Villafuerte, R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 17: 559-574.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2009. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 65-69. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0216-5>

Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Oliveros, J. and Vargas, J.M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 37: 169-176.

Delibes-Mateos, M., Smith, A.T., Slobodchikoff, C.N. and Swenson, J.E. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: a call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144: 1335-1346.

Delibes-Mateos, M. et al. 2014. Conservationists, hunters and farmers: the European rabbit *Oryctolagus cuniculus* management conflict in the Iberian Peninsula. *Mammal. Rev.* 44: 190-203.

<https://doi.org/10.1111/mam.12022>

Delibes-Mateos, M., Ferreira, C., Carro, F., Escudero, M.A and Gortázar, C. 2014b. Ecosystem effects of variant Rabbit Hemorrhagic Disease virus, Iberian Peninsula. *Emerging Infectious Diseases* 20: 2166-2168.

Delibes-Mateos, M. et al. 2018. A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Manag. Sci.* 74: 111-119. <https://doi.org/10.1002/ps.4658>

Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Cooke, B.D. and Alves, P.C. 2018. *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In: A.T. Smith, C.H. Johnston, P. Alves, and K. Hackländer (eds), *Lagomorphs: Pikas, Rabbits, and Hares of the World*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Delibes-Mateos, M., Rödel, H.G., Rouco, C., Alves, P.C., Carneiro, M., Villafuerte, R. 2021. European Rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). In: Hackländer, K., Zachos, F.E. (eds) *Handbook of the Mammals of Europe. Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_13-1

Descalzo, E., Jiménez, J., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M., Díaz-Ruiz, F. and Ferreras, P. 2024. Quantifying the predation impact of an expanding mesocarnivore on declining small-game species. *J Zool.* <https://doi.org/10.1111/jzo.13231>

Dellafore, C.M., Gallego Fernández, J.B., Vallés, S.M. 2008. Habitat use for warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to landscape structure in a sand dune system. *Acta Oecologica*, 33: 372-379. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.02.002>

Dellafore, C.M., Rouco, C., Muñoz Vallés, S., Gallego Fernández, J.B. 2014. Seasonal habitat use by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a coastal dune system in SW Spain. *Anim. Biodiv. Conserv.* 37: 233-242. <https://doi.org/10.32800/abc.2014.37.0233>

DGT, Direção-Geral do Território. 2024. *Operações Integradas de Gestão da Paisagem. Áreas Integradas de Gestão da Paisagem*. Consultado 30/07/2024. <https://www.dgterritorio.gov.pt/paisagem/ptp/oigp>

Díaz-Ruiz, F., Ferreras, P. 2013. Conocimiento científico sobre la gestión de predadores generalistas

en España: el caso del zorro (*Vulpes vulpes*) y la urraca (*Pica pica*). *Ecosistemas*, 22: 40–47.

<https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-2.07>

Duarte, Ana; Fabio A. Abade dos Santos, Teresa Fagulha, Ínes Caetano, Paulo Carvalho, Joao Carvalho, Antonio Emidio Santos, Ramón Pérez de Ayala, Margarida D. Duarte. 2025. *Mixed Viral Infections (Rotavirus, Herpesvirus and others) in European Wild Rabbits*. *Veterinary and Animal Science* (2025), doi: <https://doi.org/10.1016/jivas.2025.100424>

Encarnação, C., Sabino-Marques, H., Pinheiro, P., Célio Alves, Paulo, Mira, António. 2025. *Survival and space use of a restocked Iberian rabbit population in a semi-natural enclosure*. *Eur J Wildl Res* 71, 3 (2025). <https://doi.org/10.1007/s10344-024-01881-5>

Enetwild Consortium, Acevedo P, Apollonio M, Bevilacqua C, Blanco-Aguilar JA, Brivio F, Casaer J, Ferroglio E, Grignolio S, Jansen P, Illanas S, Kavčić K, Keuling O, Palencia P, Plis K, Podgórski T, Rowcliffe M, Ruiz C, Smith G, Scandura M, Soriguer R, Šprem, N, Vada R, Zanet S, Vicente J (2021) *A practical guidance on estimation of European wild ungulate population density*. Enetwild Consortium, Spain, [IREC](https://www.irec.es/).

Espinosa S., Illanas S., Moreno Vega A., Álvarez A., Pérez de Ayala R. 2020. Análisis de la eficacia de vivares para la mejora de las poblaciones de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). XV Congreso de la SECEM (Córdoba, 2021). *Libro de resúmenes del XV Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos*. SECEM. Sevilla.

Espinosa, S., Álvarez, A., Santamaría, A.E., Moreno, A. y Pérez de Ayala, R. 2022. *Conejos de campo: ¿Cuál es el tamaño de viver más adecuado?* Revista TROFEO Nº 623, mayo 2022.

Estrabón. 1998. *Geografía. Obra completa. Volumen II: Libros III-IV*. Editorial Gredos. Madrid. ISBN 978-84-249-1493-6.

Etherington, G.J. et al. 2022. *Extensive genome introgression between domestic ferret and European polecat during population recovery in Great Britain*. *Journal of Heredity*, 113: 500–515. <https://doi.org/10.1093/jhered/esac038>

Fa, J.E., Sharples, C.E. and Bell, D J. 1999. *Habitat correlates of European rabbit distribution in southern Spain*. *Journal of Zoology (London)* 249: 83-96.

Fernandes, P.M., Davies, G.M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C.R., Vega, J.A.

and Molina, D. 2013. *Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11: e4-e14.

<https://doi.org/10.1890/120298>

Fernandes, P.M. et al. 2022. *Prescribed burning in the European Mediterranean Basin*. In: Weir, J.R & Scasta, D. (eds.) *Global Application of Prescribed Fire*. Chap 13. Pp. 230–248. CSIRO.

Fernandez, C., Vega, J.A., Fonturbel, T. 2015. *Does shrub recovery differ after prescribed burning, clearing and mastication in a Spanish heathland?* *Plant Ecology*, 216: 429–437.

<https://doi.org/10.1007/s11258-015-0447-y>

Fernández de Simón, J., Díaz-Ruiz, F., Rodríguez-de la Cruz, M., Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Ferreras, P. 2015. *Can widespread generalist predators affect keystone prey? A case study with red foxes and European rabbits in their native range*. *Popul. Ecol.* 57: 591–599.

<https://doi.org/10.1007/s10144-015-0510-5>

Fernández López, J. 2023. *Patrones de distribución del conejo europeo respecto a tres ungulados silvestre en Castilla La Mancha*. In: *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. Trujillo, febrero 2023.

Fernández-López, J., Acevedo, P., Illanas, S., Blanco-Aguilar, J. A., Vicente, J., & Gimenez, O. 2024. *Game target-group: Implementing inhomogeneous Poisson point process to estimate animal abundance from harvest data*. *Methods in Ecology and Evolution*, 00, 1–13.

<https://doi.org/10.1111/2041-210X.14458>

Fernández-López, J., N. López-Galán; P. Acevedo; J. A. Blanco-Aguilar; J. Vicente; A. E. Santamaría; G. Truchado-Quintana; S. O. Pinedo; LL. Gabaldón; and R. Pérez de Ayala. 2025. *Rabbits on the road: disentangling the factors driving the warren's abundance on motorways*. *Global Ecology and Conservation* (2025) e03598.

Fernández-Olalla, M., Martínez-Jauregui, M., Guil, F., San Miguel-Ayanz, A. 2010. *Provision of artificial warrens as a means to enhance native wild rabbit populations: what type of warren and where should they be sited?* *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 829–837. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0377-x>

Fernández Olalla, M. 2011. *Seguimiento y gestión de sistemas depredador-presa: Aplicación a la conservación de fauna amenazada*. Tesis doctoral. Dirección Alfonso San Miguel Ayanz, Alejandro Martínez Abraín. ETSIM, Madrid.

Ferrand, N. 2008. Inferring the evolutionary history of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) from molecular markers. In: P.C. Alves, N. Ferrand, and K. Hackländer (ed.), *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and Conservation*, pp. 47-63. Springer, Berlin, Germany.

Ferreira, C., Alves, P.C. 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 487-496. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0257-4>.

Ferreira, C., Ramírez, E., Castro, F., Ferreras, P., Alves, P.C., Redpath, S., Villafuerte, R. 2009b. Field experimental vaccination campaigns against myxomatosis and their effectiveness in the wild. *Vaccine*, 27: 6998-7002. <https://doi.org/10.1016/j.vaccine.2009.09.075>

Ferreira, C., Villafuerte, R., Villar, N., Castro, F., Ferreras, P., Rouco, C., Alves, P.C., de Reyna, L.A., Redpath, S. 2014. Experimental study on the effect of cover and vaccination on the survival of juvenile European rabbits. *Popul. Ecol.* 56: 195-202. <https://doi.org/10.1007/s10144-013-0403-4>.

Ferreira, C., Castro, F., Piorro, V., Barrio, I., Delibes-Mateos, M., Rouco, C. et al. 2015. Biometrics reveal major differences between the two European rabbit subspecies. *Biological Journal of the Linnean Society* 116: 106-116.

Ferreira-e-Silva, J., S. Jiménez-Ruiz, M. Rodrigues, E. Santos, S. Castro-Scholten, V. Lizana, A. Martí-Marco, T. Almeida, A. M. Lopes, J. Abrantes, J. Bárcena, E. Blanco, C. Rouco, I. García-Bocanegra, P. Célio Alves, N. Santos. 2025. Evaluation of dried blood spots for serological surveys of myxoma and rabbit hemorrhagic disease viruses in their wild reservoir. *Preventive Veterinary Medicine*, Volume 234, 2025, 106369, ISSN 0167-5877, <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2024.106369>

Ferrer, C., Barrantes, O., Broca, A. 2001. La noción de biodiversidad en los ecosistemas pasícolas españoles. *Pastos*, 31: 129-184. <https://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1296>

Fletcher, K., Aebischer, N.J., Baines, D., Foster, R., Hoodless, A.N. 2010. Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology*, 47:263-272. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01793.x>

Fontúrbel, T., Fernandez, C., Vega, J.A. 2016. Prescribed burning versus mechanical treatments as shrubland management options in NW Spain: Mid-term soil microbial response. *Applied Soil Ecology*, 107: 334-346. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.008>

Gálvez-Bravo, L. 2017. Conejo - *Oryctolagus cuniculus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Garcia, G., Sousa, L.G., Salgueiro, P.A., Craveiro, J., Pedroso, N.M., Mira, A. 2021. *Guião de Boas Práticas: Soluções para minimização de impactes das estradas na fauna*. Projeto LIFE LINES. Universidade de Évora. ISBN: 978-972-778-225-3.

García-Bocanegra, I., Astorga, R.J., Napp, S., Casal, J., Huerta, B., Borge, C., Arenas, A. 2010. Myxomatosis in wild rabbit: Design of control programs in Mediterranean ecosystems. *Preventive Veterinary Medicine*, 93: 42-50. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2009.09.013>

García-Bocanegra, I., Astorga, R.J., Napp, S., Huerta, B., Carbonero, A., Perea, A., Arenas, A. 2011. Factors affecting the seroprevalence of lagovirus infection in wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Southern Spain. *The Veterinary Journal*, 189: 89-94. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2010.06.009>

García-Bocanegra I., Camacho-Sillero L., Caballero-Gómez J., et al. 2020. Monitoring of emerging myxoma virus epidemics in Iberian hares (*Lepus granatensis*) in Spain, 2018-2020. *Transbound Emerg Dis.* 2020;00:1-8. <https://doi.org/10.1111/tbed.13781>

Garrote, G. et al. 2018. Prediction of Iberian lynx road-mortality in southern Spain: a new approach using the MaxEnt algorithm. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41: 217-225. <https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0217>

Garrote, G. & Pérez de Ayala, R. 2019. Spatial segregation between Iberian lynx and other carnivores. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42: 347-354. <https://doi.org/10.32800/abc.v42i2.361636>

Garrote, G. 2021. Evaluación de la eficacia de las medidas de prevención de daños implementadas en el proyecto PreveCo, sobre prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla la Mancha y Extremadura. Grupo Operativo PreveCo. WWF.

Gascoigne, J.C., Lipcius, R.N. 2004. Allee effects driven by predation. *Journal of Applied Ecology*, 41: 801-810. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00944.x>

Gaspar, Mario; Acevedo, Pelayo; Arrondo, Eneko; García-Martínez, Ignacio; Herrero, Juan; Pascual-Rico, Roberto; Sánchez-Zapata, José & Anadón, José. 2025. The demographic collapse of hunting in the Iberian Peninsula. *People and Nature*. n/a-n/a. 10.1002/pan3.10770.

Gea-Izquierdo, G., Muñoz-Igualada, J., San Miguel-Ayanz, A. 2005. Rabbit warren distribution in relation to pasture communities in Mediterranean habitats: consequences for management of rabbit populations. *Wildlife Research*, 32: 723-731. <https://doi.org/10.1071/WR04129>

Global Nature, F. 2018. Cortafuegos Verdes. Código AGCOOP_A/2018/038. Ayudas para la cooperación en el marco del Programa de desarrollo rural de la Comunidad Valenciana 2014-2020. Consultado el 30/07/2024. <https://fundacionglobalnature.org/cortafuegosverdes/>

Godinho, S., Mestre, F., Ferreira, J.P., Machado, R., Santos, P. 2013. Effectiveness of habitat management in the recovery of low-density populations of wild rabbit. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 847-858. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0738-3>

Goldammer, J.G. 2016. Use of Prescribed Fire in Land Management, Nature Conservation and Forestry in Temperate-Boreal Eurasia. *Biodiversidade Brasileira*, 6: 6-26. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v6i2.579>

Gonçalves, H., Alves, P.C. and Rocha, A. 2002. Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research* 29: 165-173.

González, L.M. y San Miguel, A. (coord.) 2005 (1ª reimp.). Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. Dirección General para la Biodiversidad. MMA. Madrid.

Guerrero, I. et al. 2023. Agricultural intensification affects birds' trait diversity across Europe. *Basic and Applied Ecology*, 74: 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.11.007>

Guerrero-Casado, J., Letty, J., Tortosa, F.S. 2013. European rabbit restocking: a critical review in accordance with IUCN (1998) guidelines for re-introduction. *Animal Biodiversity and Conservation*: 36: 177-185. <https://doi.org/10.32800/abc.2013.36.0177>

Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., S. Tortosa, F. 2013b. The short-term effect of total predation exclusion on wild rabbit abundance in restocking plots. *Acta Theriol.* 58: 415-418. <https://doi.org/10.1007/s13364-013-0140-2>

Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Carpio, A.J., Tortosa, F.S. 2013c. Factors affecting wild rabbit production in extensive breeding enclosures: how can we optimise efforts? *World Rabbit Sci.* 21: 193-199. <https://doi.org/10.4995/wrs.2013.1259>

Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Ruiz-Aizpurua, L. and Tortosa, F.S. 2013d. Restocking a keystone species in a biodiversity hotspot: Recovering the European rabbit on a landscape scale. *Journal for Nature Conservation* 21: 444-448. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.006>

Guil, F. y Moreno-Opo, R. (Coords.) 2007. Catálogo de buenas prácticas de gestión en Red Natura 2000: monte y matorral mediterráneo. Actuaciones financiadas en Red Natura 2000. Ed. Fundación CBD-Habitat, Madrid.

Guil, F., Agudín, S., Alda, F., El Khadir, N., Fernández-Olalla, M., García, F., Martínez-Jáuregui, M., Moreno-Opo, R., Muñoz-Igualada, J., Oria, J., San Miguel, A., Silvestre, F. 2009. Actuaciones para el fomento del conejo de monte. Real Federación Española de Caza-Fundación CBD-Habitat. Madrid, 96 pp.

Guil, F., Fernández-Olalla, M., Martínez-Jáuregui, M., Moreno-Opo, R., Agudín, S., San Miguel-Ayanz, A. 2014. Grain sowing aimed at wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. enhancement in Mediterranean environments. *Journal for Nature Conservation*, 22: 552-558. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.011>

Guil, F., Higuero, R., Moreno-Opo, R. 2014b. European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) restocking: Effects on abundance and spatial distribution. *European Wild Rabbit Restocking. Wildl. Soc. Bull.* 38: 524-529. <https://doi.org/10.1002/wsb.440>

Guzmán, J.N., Moro, J., Fernández, P., Pérez de Ayala, R., Carrasco, R., García, F.J. y Narváez, E. 2012. Recuperación de las poblaciones de conejo de monte y de territorios de lince ibérico en los montes Lugar Nuevo y Selladores-Contadero, Andújar (Jaén). Serie Técnica Naturaleza y Parques Nacionales del O.A.P.N. Series Especies Amenazadas

Hernández, L. y cols. 2021. Paisajes cortafuegos. Propuesta de WWF España y ANP|WWF Portugal para adaptar el territorio ibérico a los incendios. WWF España y ANP|WWF.

Hernández-Hernández, J., Santamaría, A.E., Martín, A., Fernández-López, J., Pinedo, S.O., Galdón, L.L., Silvestre, F., Grijalvo, I., Pérez de Ayala, R. 2024. Análisis del efecto de la caza y la abundancia de conejo en el control de daños en la agricultura en Castilla-La Mancha. II Congreso Ibérico de Ciência Aplicada aos Recursos Cinegéticos, CICARC, Mértola, Portugal. Setembro 2024.

Hoffman, K.M. et al. 2021. Conservation of Earth's biodiversity is embedded in Indigenous fire stewardship. *PNAS*, 118: e2105073118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2105073118>

ICNF. 2023. *Procedimentos para uso dos projetistas em processos de zonas de caça. Caça Formulários*. <https://www.icnf.pt/caca/cacaformularios> & <https://www.icnf.pt/api/file/doc/6fd6d2a4a3831456>

IESA-CSIC, Instituto de Estudios Sociales Avanzados-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 2024. *Análisis sobre la percepción social. Informe cualitativo. Entregable C2 del Proyecto LIFE Iberconejo* (F. Garrido & J. Ruíz).

IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp. ISBN: 978-2-8317-1609-1.

Jaureguiberry, P. et al. 2022. *The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss*. *Science Advances*, 8: eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

Jiménez, J., Nuñez, J.C., Mougeot, F., Ferreras, P., González, L.M., García, F., Muñoz, J., Palacios, M.J., Pla, S., Rueda, C., Villaspesa, F., Nájera, F., Palomares, F., López-Bao, J.V. 2019. *Restoring apex predators can reduce mesopredator abundances*. *Biological Conservation*, 238: 108234. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108234>

Jiménez-Ruiz, Saúl, Rafael, Marta, Coelho, Joana, Pacheco, Henrique, Fernandes, Manuel, Alves, Paulo Célio, Santos, Nuno. 2023. *High Mortality of Wild European Rabbits during a Natural Outbreak of Rabbit Haemorrhagic Disease GI.2 Revealed by a Capture-Mark-Recapture Study, Transboundary and Emerging Diseases*, 2023, 3451338, 9 pages, 2023. <https://doi.org/10.1155/2023/3451338>

Jones, M.W. et al. 2022. *Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change*. *Reviews of Geophysics*, 60: e2020RG000726. <https://doi.org/10.1029/2020RG000726>

Junta de Andalucía. 2019. *Estrategia para la gestión y recuperación del conejo de monte en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Enero 2019 https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/planes/19/02/estrategia_gestion_recuperacion_conejo.pdf

Keeley, J.E., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G., Rundel, P.W. 2011. *Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management*. Cambridge University Press.

King, C.M. and Thompson, H.V. 1994. *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer*. Edited by Harry V. Thompson and Carolyn M. King. Oxford University Press

Kolb, H.H. 1985. *The burrow structure of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus L.)*. *Journal of Zoology*, London, 206: 253 - 262. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1985.tb05649.x>

Kreider, M.R. et al. 2024. *Fire suppression makes wildfires more severe and accentuates impacts of climate change and fuel accumulation*. *Nature Communications*, 15: 2412. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46702-0>

Kufner, M.B. 1986. *Tamaño, actividad, densidad relativa y preferencia de hábitat de los pequeños y medianos mamíferos de Doñana, como factores condicionantes de su tasa de depredación*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, España.

Lasanta, T. et al. 2024. *Shrub clearing and extensive livestock as a strategy for enhancing ecosystem services in degraded Mediterranean mid-mountain areas*. *Science of the Total Environment*, 906: 167668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167668>

Lavazza, A. and Cooke, B.D. 2018. *Diseases of lagomorphs*. In: A.T. Smith, C.H. Johnston, P. Alves, and K. Hackländer (eds), *Lagomorphs: Pikas, Rabbits, and Hares of the World*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Le Gall-Reculé, G., Zwingelstein, F., Boucher, S. 2011. *Detection of a new variant of rabbit haemorrhagic disease virus in France*. *Veterinary Record*, 168: 137-138. <https://doi.org/10.1136/vr.d697>

Lees, A.C. and Bell, D.J. 2008. *A conservation paradox for the 21st century: the European wild rabbit Oryctolagus cuniculus, an invasive alien and an endangered native species*. *Mammal Review* 30: 304-320.

Letty, J., Marchandean, S., Clobert, J., Aubineau, J. 2000. *Improving translocation success: an experimental study of anti-estrés treatment and release method for wild rabbits*. *Anim. Conserv.* 3: 211-219. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00105.x>

Letty, J., Aubineau, J., Marchandean, S., Clobert, J. 2003. *Effect of translocation on survival in wild rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. *Mammalian Biology*, 68: 250-255. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00092>

Letty, J., Aubineau, J., Marchandean, S. 2005. *Effect of storage conditions on dispersal and short-term survival of translocated wild rabbits Oryctolagus cuniculus*. *Wildlife Biology*, 11: 249-255. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2005\)11\[249:EOSCOD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2005)11[249:EOSCOD]2.0.CO;2)

LIFE Iberconejo. 2022. *Jornadas Iberconejo sobre Metodologías de Evaluación de daños a la agricultura*. Alcázar de San Juan, Castilla La Mancha, 16 y 17 de noviembre de 2022.

https://www.iberconejo.eu/wp-content/uploads/2023/07/PRESENTACIONES_Jornada-DANOS.pdf

LIFE Iberconejo. 2023. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre intercambio de experiencias de fomento de las poblaciones de conejos*. Trujillo, febrero 2023.

https://www.iberconejo.eu/wp-content/uploads/2023/07/DOCUMENTO_RESUMEN_WEB_Jornada-sobre-INTERCAMBIO-DE-EXPERIENCIAS-FOEMNTO-de-las-poblacion-de-conejo.pdf

LIFE Iberconejo. 2024. *Documento resumen de las Jornadas Iberconejo sobre prevención de daños del conejo a la agricultura*. Albacete, febrero 2024. <https://www.iberconejo.eu/buenas-practicas/>

LIFE Iberconejo. 2024b. *Manuales de formación para el seguimiento del conejo de monte*. Manual de formación general. Manual SMART Mobile. Manual SMART Desktop.

<https://www.iberconejo.eu/formacion/>

LIFE Iberlince. 2013. *III Seminário Internacional sobre coelho-bravo & I Seminário LIFE+ Iberlince. Presente e futuro das populações de coelho-bravo em Portugal e Espanha. Conclusões Workshop*. Portugal.

LIFE Lynxconnect. 2021. *Protocolo de selección de áreas de reintroducción del lince ibérico (Lynx pardinus)*. Equipo del Proyecto LIFE Naturaleza y biodiversidad LIFE 19NAT/ES001055 LYNXCONNECT: "Creando una meta población genética y demográficamente funcional de lince ibérico (Lynx pardinus).

Liley, D. 2005. Gorse *Ulex europaeus* coppicing at Blackhill, Dorset, England. *Conservation Evidence*, 2: 115-116. <https://www.conservationevidence.com/individual-study/2184>

Llobat, L. & Marín García, P. 2022. *Application of protein nutrition in natural ecosystem management for European rabbit (Oryctolagus cuniculus) conservation*. *Biodiversity and Conservation* 31. 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02426-5>

Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., Villafuerte, R. 2003. *Habitat-related differences in rabbit (Oryctolagus cuniculus) abundance, distribution, and activity*. *Journal of Mammalogy*, 84: 26-36. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084<0026:HRDIRO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084<0026:HRDIRO>2.0.CO;2)

Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S. 2007. *Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments*. *Basic and Applied Ecology*, 8: 453-463. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.09.004>

Lopes, A., Correia, J., Abrantes, J., Melo, P., Ramada, M., Magalhaes, M.J., Alves, P.C. and Esteves, P.J. 2015. *Is the new variant RHDV replacing Genogroup 1 in Portuguese wild rabbit populations?* *Viruses* 7: 27-36.

Loureiro, F., Martins, A.M., Santos, E., Lecoq, M., Emauz, A., Pedroso, N.M., Hotham, P. 2011. *O papel do programa lince (LPN/FFI) na recuperação do habitat e presas do lince-ibérico no sul de Portugal*. *Galemys*, 23: 17-25. <https://doi.org/10.7325/Galemys.2011.A3>

Lucio, A. 1991. *Ordenación y gestión en caza menor*. Manual de ordenación y gestión cinegética. IFEBA, Badajoz, 219 - 255.

MAPA. 2022. *Estrategia Nacional de Gestión Cinegética*. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas. Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. España.

Martín-Sánchez, J., Díaz-Sáez, V., Morillas-Márquez, F., Corpas-López, V., Ibáñez-De Haro, P., Torres-Llamas, A., & Morales-Yuste, M. 2024. *Wild rabbits are Leishmania infantum reservoirs in southeastern Spain*. *Zoonoses and Public Health*, 71, 584-590. <https://doi.org/10.1111/zph.13139>

Martín-Vicente, A., Fernández-Alés, R. 2006. *Long Term Persistence of Dehesas*. *Evidences from History*. *Agroforestry Systems*, 67: 19-28. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-1110-8>

Martins, H., Milne, J.A., Rego, F. 2002. *Seasonal and spatial variation in the diet of the wild rabbit (Oryctolagus cuniculus L.) in Portugal*. *Journal of Zoology*, 258: 395-404. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001541>

Mateo, R., Arroyo, B., Gortázar, C. (Eds.) 2021. *El Papel de la Caza en la Gestión de la Sobreabundancia de Especies Cinegéticas*. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. http://doi.org/10.18239/jornadas_2021.30.00

Matutano J., Francisco J. García, Javier Calzada, L. Javier Palomo. 2024. *Atropellos de mamíferos en las carreteras de España: resultados del Proyecto SAFE / Mammals road-kills in Spain: results of the SAFE Project*. *Galemys* 36, 2024. <https://doi.org/10.7325/Galemys.2024.N9>

McKillop, I.G., Ginella, S.G.V., Wilson, C.J., Hanlon A.J., Pugh, B.D. 1993. *The effects of power failure on the behaviour of European wild rabbits at electric fences*. *Applied Animal Behaviour Science*, 35: 277-290. [https://doi.org/10.1016/0168-1591\(93\)90143-D](https://doi.org/10.1016/0168-1591(93)90143-D)

McKillop, B. P., Pepper, W., Wilson, J.C. 1998. Long-term cost effectiveness of fences to manage European wild rabbits. *Crop Protection*, 17: 393–400. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(98\)00030-1](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(98)00030-1)

McLeod, L.J., Saunders, G.R., Kabat, T.J. 2008. Do control interventions effectively reduce the impact of European red foxes on conservation values and agricultural production in Australia? *CEE Review* 06-003. Collaboration for Environmental Evidence. <https://environmentalevidence.org/project/do-control-interventions-effectively-reduce-the-impact-of-european-red-foxes-on-biodiversity-and-agricultural-production-in-australia-systematic-review/>

MITERD, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2024. Documentos del Grupo de Trabajo sobre fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. Reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/fragm-documentos-grupo-trabajo.html>

Mira, A., Santos, A.E., Alves, P.C. 2023. *Oryctolagus cuniculus coelho-ibérico*. In Mathias ML (coord.), Fonseca, C., Rodrigues, L., Grilo, C., Lopes-Fernandes, M., Palmeirim, J.M., Santos-Reis, M., Alves, P.C., Cabral, J.A., Ferreira, M., Mira, A., Eira, C., Negrões, N., Paupério, J., Pita, R., Rainho, A., Rosalino, L.M., Tapisso, J.T., Vingada, J. (eds.): Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental. FCiências.ID, ICNF, Lisboa. https://admin.livrovermelhodasmamiferos.pt/wp-content/uploads/LIVRO-VERMELHO-MAMIFEROS_WEBv2.pdf

MITECO, 2021. Recomendaciones técnicas para la gestión de quemas controladas y quemas prescritas. Comité de Lucha Contra Incendios Forestales. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid

Moleón, M., Sánchez-Zapata, J.A., Gil-Sánchez, J.M., Barea-Azcón, J.M., Ballesteros-Duperón, E., Virgós, E. 2011. Laying the foundations for a Human-Predator conflict solution: Assessing the impact of Bonelli's eagle on rabbits and partridges. *PLoS ONE*, 6: e22851. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022851>

Monterroso, P., Garrote, G., Serronha, A., Santos, E., Delibes-Mateos, M., Abrantes, J. et al. 2016. Disease-mediated bottom-up regulation: an emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports* 6: 36072.

Montoya Oliver, J.M. 1980. *Los alcornocales (Quercus suber L.)*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid (Spain). 132p.

Montoya Oliver, J.M. 1988. *Los Alcornocales*, Ministerio de Agricultura, Pesca y alimentación. Serie Manuales Técnicos SEA. Madrid, 155p.

Montoya, J.M. 1989. *Encinas y encinares*. Ed Mundi-Prensa, Madrid.

Monzón, A., Fernandes, P., Rodrigues, N. 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 50: 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10344-003-0027-7>

Moreno, S., Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73: 81–85. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)90069-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90069-1)

Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S., Lombardi, L. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*, 118: 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.07.020>

Moreno S., Beltrán, J.F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordán, G., Ayala, A., Quintero, C., Jiménez, A., Castro, F., Cabezas, S. and Villafuerte, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research* 34: 652–658.

Moseby, K.E., Read, J.J. 2006. The efficacy of feral cat, fox and rabbit exclusion fence designs for threatened species protection. *Biological Conservation*, 127: 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.002>

Muñoz, G. 1960. *Anverso y Reverso de la Mixomatosis*. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial, Madrid, Spain.

Muñoz-Igualada, J. 2005. *Fomento del conejo de monte (Oryctolagus cuniculus) en ecosistemas mediterráneos de suelos ácidos: ecología de madrigueras, selección y utilización de pastos y repoblaciones de conejos*. Tesis Doctoral. ETSI Montes. Universidad Politécnica de Madrid.

Muñoz-Igualada J., Shivik, J.A., Domínguez, F.G^a, Lara, J., González, L.M. 2010. Evaluation of Cage-Traps and Cable Restraint Devices to Capture Red Foxes in Spain. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 830–836. <https://doi.org/10.2193/2007-198>

Muñoz Rodríguez, J. J. 2012. *El conejo de monte: la especie, su caza y gestión*. Cuadernos de caza. Ed. América Ibérica s.a. Madrid.

Myers, K., and Poole, W.E. 1963. A study of the biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* L. in confined populations. *Journal of Applied Ecology*: 51: 435–451. <https://doi.org/10.2307/2257695>

Mykutowycz, R. 1968. Territorial marking by rabbits. *Scientific American*, 218: 116–126.

Narce, M., Meloni, R., Beroud, T., Pléney, A., Ricci, J.C. 2012. Landscape ecology and wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) habitat modeling in the Mediterranean region. *Anim. Biodiv. Conserv.* 35: 277–283. <https://doi.org/10.32800/abc.2012.35.0277>

Navarro, A., Köhncke, A., Oliveira, T., Khrofel, M., López-Bao, J.V. 2024. Large carnivores and the EU LIFE programme. *Glob. Ecol. Conserv.*, 52: e02965. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02965>

Navarro, A. & López-Bao, J.V. 2018. Towards a greener Common Agricultural Policy. *Nat. Ecol. Evol.*, 2: 1830–1833. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0724-y>

Navarro, A. & López-Bao, J.V. 2024. Agribusiness undermines EU green policy. *Science*, 384: 169–170. <https://doi.org/10.1126/science.ado6250>

Navarro Gómez, A. 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España. Informe de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Navarro Gómez, A. (España) & Mattos, B. (Portugal) 2024. Financiación de la gestión y conservación del conejo mediante la PAC 2023-2027 en España y Portugal. Informe entregable de la Acción B.8 del proyecto LIFE Iberconejo.

Newsome, A. 1990. The control of vertebrate pest by vertebrate predators. *Trends in Ecology & Evolution*, 5: 187–191. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(90\)90208-U](https://doi.org/10.1016/0169-5347(90)90208-U)

Newton, I. 2017. *Farming and Birds*. William Collins, London, UK.

Osácar, J.J., Lucientes, J., Gajón, A., Moreno, C. y Calvete, C. 1996. Efficacy of burrow fumigation against wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) fleas (*Siphonaptera*) in Ebro's middle valley (NE Spain). 10th European SOVE Meeting, Strasbourg.

Palomares, F., Calzada, J., Revilla, E. 1996. El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. *Revista Forestal*, 9: 201–210.

Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J.M. 2001. Spatial ecology of Iberian Lynx and Abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monographs*, 148: 1–36. <https://www.jstor.org/stable/3830752>

Palomares, F. 2003. Warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to cover availability in a sandy area. *Journal of Zoology*, 259: 63–67. <https://doi.org/10.1017/S0952836902002960>

Parlamento Europeo. 2024. Ley para restaurar el 20 % del suelo y el mar de la UE. Nota de Prensa del 27-02-2024. <https://www.europarl.europa.eu/news/es/press-room/20240223IPR18078/nueva-ley-para-restaurar-el-20-del-suelo-y-el-mar-de-la-ue>.

Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a la restauración de la naturaleza y por el que se modifica el reglamento (UE) 2022/869 <https://www.consilium.europa.eu/es/press/press-releases/2024/06/17/nature-restoration-law-council-gives-final-green-light/>

Passoni, G., Coulson, T., Cagnacci, F., & Supporting authors (2024). Celebrating wildlife population recovery through education. *Trends in ecology & evolution*, 39(2), 101–105. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.10.004>

Pausas J.G. 2024. Incendios forestales. Una introducción a la ecología del fuego. Catarata – CSIC.

Pausas, J.G., Keeley, J.E. 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, 59: 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>

Paz, A., Jareño, D., Arroyo, L., Viñuela, J., Arroyo, B., Mougeot, F., Luque-Larena, J.J., & Fargallo, J.A. 2013. Avian predators as a biological control system of common vole (*Microtus arvalis*) populations in north-western Spain: experimental set-up and preliminary results. *Pest management science*, 69 3, 444–50.

PCTFB. 2020. El papel de las entidades cinegéticas en la custodia del territorio. [Fundación Biodiversidad](#) – Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Pearce, E.A. et al. 2023. Substantial light woodland and open vegetation characterized the temperate forest biome before *Homo sapiens*. *Science Advances*, 9: eadi9135. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adi9135>

Pedroso, N.M., Eufrazio, S., Salgueiro, P., Pinto, T. & Mira, A. 2021. Guião de Boas Práticas para Monitorização e Registo de Dados de Mortalidade de Fauna por Atropelamento. Projeto LIFE LINES. Universidade de Évora. ISBN: 978-972-778-204-8.

Pérez de Ayala, R., WWF España. 2017. *Repoblaciones de conejos*. Revista Digital Trofeo, nº mayo 2017.

Pérez de Ayala R, Prudencio G, Bernardos P, Emidio Santos A, Palacios M.J, Gabaldón LL, Sanz A, Paulo Celio, Duarte M, Delibes-Mateos M, Blanco-Aguilar J.A, Lizana V, Vasco Silva, Silvestre F, Carvalho J, Herrera J, Delgado J.M, Burgos T, Fernandez-Lopez J. and Santamaría A.E. 2024. *The rabbit beyond its role as lynx prey: improving knowledge on a keystone species*. Cat News Special Issue 17, 42-47 UICN (2024). In: *The Iberian lynx, rescue of an iconic species. Special Issue of CATnews*, nº 17, summer 2024. ISSN 1027-2992 © IUCN SSC Cat Specialist Group. Editors Christine & Urs Breitenmoser. July 2024. https://www.catsg.org/_files/ugd/7a07e2_24eb20c1fa9041d183731b2c32cb10d8.pdf

Petrovan, S.O., Barrio, I.C., Ward, A.I., Wheeler, P.M. 2011. *Farming for pests? Local and landscape-scale effects of grassland management on rabbit densities*. Eur. J. Wildl. Res. 57: 27-34. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0394-9>

Pinedo, S.O., Sánchez, A., Gabaldón, LL., Fernández-López, J., Santamaría, A.E., Burgos, T. y Pérez de Ayala, R. 2023. *Datos para la gestión: el sistema de seguimiento del conejo de monte en Castilla-La Mancha*. Libro de resúmenes del XVI Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (Pag. 156). Granollers, Barcelona.

Piorno, V., Villafuerte, R., Branco, M., Carneiro, M., Ferrand, N., & Alves, P. C. 2015. *Low persistence in nature of captive reared rabbits after restocking operations*. European Journal of Wildlife Research, 61: 591-599. <http://doi.org/10.1007/s10344-015-0934-4>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo. 2021a. *Fichas descriptivas de medidas de prevención de daños causados por el conejo de monte en la agricultura*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH. <https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Prevenci%C3%B3n-Da%C3%B1os-Conejo-Monte.pdf>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo. 2021b. *Resultados y bibliografía*. Proyecto FEADER + PNDR. WWF-FCBDH. <https://preveco.es/resultados-y-bibliografia/>

PreveCo, Grupo Operativo para la Prevención de daños a la agricultura producidos por el conejo. 2021c. *Manual de prevención de daños en la agricultura producidos por el conejo en Castilla-La Mancha y Extremadura*. Fundación CBD-Hábitat con el apoyo de los socios del proyecto PreveCo.

PREVPA, Grupo Operativo sobre peste porcina africana. 2022. *Decálogo sobre el control de las poblaciones de jabalí*. Germán Cáceres, MAPA; Christian Gortázar, IREC; Eduardo Laguna, IREC; Joaquín Vicente, IREC; Pelayo Acevedo, IREC; Gonzalo Varas, ARTEMISAN; Luis Fernando Villanueva, ARTEMISAN; Nicolás Urbani, FARCAZA; Juan Herrera, RFEC y Jaime Hurtado, ASICCAZA. Mayo 2022.

Ramírez Pérez P, Lasheras Ocaña J.M. 2015. *Guía de cubiertas vegetales en vid*. IFAPA, Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. Sevilla.

Real, J., Azpillaga, M., Bosch, R., Hernández-Matías, A., Puig-Gironès, R. 2025. *How does optimal prey abundance shape space use by a territorial raptor?*. Eur J Wildl Res 71, 10 (2025). <https://doi.org/10.1007/s10344-024-01890-4>

Reynolds, J.C., Tapper, S.C. 1995. *Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth*. Wildlife Biology, 1: 145-158. <https://doi.org/10.2981/wlb.1995.019>

Rigal, S. et al. 2023. *Farmland practices are driving bird population decline across Europe*. PNAS, 120: e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>

Rivas-Martínez, S. 1987. *Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000*. 268 pp. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. ISBN 84-85496-25-6.

Rivas-Martínez, S., Asensi, A., Costa, A., Fernández González, F., Llorens, I., Masalles, R.M., Molero, R., Mesa, J., Penas, Á., y Pérez de Paz, P.L. 1993. *El proyecto de cartografía e inventariación de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE en España*. Colloq. Phytosoc. 22: 611-661. https://www.researchgate.net/publication/234006066_El_proyecto_de_cartografia_e_inventariacion_de_los_tipos_de_habitats_de_la_Directiva_9243CEE_en_Espana

Rivas-Martínez, S., Díaz González, T.E., Fernández González, F., Izco Sevillano, J., Loidi Arregui, J., Fernandes Lousã, M., Penas Merino, A. 2001. *Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level*. Itinera Geobotanica, 14: 5-341. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20013156724>

Rollan, À., Real, J. 2011. *Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance*. Eur. J. Wildl. Res. 57: 201-209. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0412-y>

Rouco, C., Ferreras, P., Castro, F., Villafuerte, R. 2008. The effect of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits. *Wildl. Res.* 35: 625-632.

<https://doi.org/10.1071/WR07151>

Rouco, C., Ferreras, P., Castro, F., Villafuerte, R. 2010. A longer confinement period favors European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) survival during soft releases in low-cover habitats. *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 215-219. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0305-0>

Rouco, C., Villafuerte, R., Castro, F., Ferreras, P. 2011. Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population: Artificial warren size and wild rabbit response. *Animal Conservation*, 14: 117-123. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00401.x>

Rouco, C., Norbury, G., Ramsay, D. 2014. Kill rates by rabbit hunters before and 16 years after introduction of rabbit haemorrhagic disease in the southern South Island, New Zealand. *Wildlife Research*, 41: 136-140. <https://doi.org/10.1071/WR13223>

Rouco, C., Abrantes, J., Serronha, A., Lopes, A.M., Maio, E., Magalhães, M.J., Blanco, E., Bárcena, J., Esteves, P.J., Santos, N., Alves, P.C., & Monterroso, P. 2017. Epidemiology of RHDV2 (*Lagovirus europaeus*/Gl.2) in free-living wild European rabbits in Portugal. *Transboundary and emerging diseases*, 65: e373-e382. <https://doi.org/10.1111/tbed.12767>

Rouco Zufiaurre, C. 2018. Recopilación bibliográfica sobre medidas de prevención de daños y control de poblaciones de conejo. Departamento de Zoología. Universidad de Córdoba. https://preveco.es/wp-content/uploads/2020/05/Informe_Rev_Biblio_C_Rouco_UCO_Jul_2018_final.pdf

Rouco, C., Farfán, M.Á., Olivero, J., Arias De Reyna, L., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M. 2019. Favourability for the presence of wild rabbit warrens in motorway verges: Implications for the spread of a native agricultural pest species. *Ecological Indicators*, 104: 398-404. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.087>

Rouco, C., Villafuerte, R., Aguayo-Adán, J.A., Carrasco-Expósito, D., Íñigo-López, S., Jebbloui, H., Jiménez-Fernández, J., Jiménez-Uceda, J.C., Limones-Ceballos, D., López-Luengo, M. del C., Luque-Roldán, A., Vidal-Jiménez, V., Santoro, S. 2021. Persistence of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) latrines and its implication for monitoring programs. *Journal for Nature Conservation*, 62: 126021. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126021>

Royé, D. et al. 2019. Wildfire burnt area patterns and trends in Western Mediterranean Europe via the application of a concentration index. *Land Degradation and Development*, 31: 311-324.

<https://doi.org/10.1002/ldr.3450>

Rueda, C., Jiménez, J., Palacios, M.J., Margalida, A. 2021. Exploratory and territorial behavior in a reintroduced population of Iberian lynx. *Sci. Rep.* 11: 14148. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93673-z>

Ruiz-Aizpurua, L., Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Tortosa, F.S. 2014. High rabbit abundance proves detrimental to productivity in European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) restocking enclosures. *World Rabbit Science*, 22: 186. <http://dx.doi.org/10.4995/wrs.2014.1668>

S.E.C.F. 2005. Diccionario forestal. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Mundi-Prensa.

Salgado I. 2016. Conejo *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). En: 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 22/08/2024.

Salo, P., Banks, P.B., Dickman, C.R., Korpimäki, E. 2010. Predator manipulation experiments: impacts on populations of terrestrial vertebrate prey. *Ecological Monographs*, 80: 531-546. <https://doi.org/10.1890/09-1260.1>

San Miguel Ayanz, A., Cañellas, I., and Roig Gómez, S. 2008. Fruticicultura. Gestión de arbustos y matorrales. En: "Compendio de Silvicultura Aplicada en España". Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid, España, pp. 877-907. ISBN 978-84-7498-521-4.

San Miguel, A. (Coord.). 2014 (2ª Edición). Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (*Lynx pardinus* Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Manual para a gestão do habitat do lince ibérico (*lynx pardinus*) e da sua presa principal, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) Fundación CBD-Hábitat 2014, Madrid. <https://cbd-habitat.com/wp-content/uploads/2022/06/Manual-Lince-Iberico-2014-PROTEGIDO.pdf>

Sánchez, C., Gaudioso, V.R., Alonso, M.E., Bartolomé, D.J., Pérez, J.A., Prieto, R., Díez, C., Olmedo, J.A. 2007. Valoración del consumo de agua y presencia de la fauna silvestre en bebederos artificiales en un entorno mediterráneo continental seco. *Real Academia de Ciencias Veterinarias de Andalucía Oriental* 20(1). <http://hdl.handle.net/10612/12175>

Sánchez-García, C., Delgado, M., Villanueva, L.F. 2020. *Preguntas y respuestas sobre la caza en España (questions and answers of hunting in Spain)*. Fundación Artemisan, Ciudad Real, España.

Santoro, S., Aguayo-Adán, J. A., & Rouco, C. 2023. *Comparison of the Impact between Classical and Novel Strains of Rabbit Haemorrhagic Disease on Wild Rabbit Populations in Spain*. In *Biology* (Vol. 12, Issue 5, p. 728). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/biology12050728>

Sarmiento, P., Cruz, J., Paula, A., Eira, C., Capinha, M., Ambrósio, I., Ferreira, C., Fonseca, C. 2012. *Occupancy, colonization and extinction patterns of rabbit populations: implications for Iberian lynx conservation*. *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 523-533. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0599-6>

Santín, C. et al. 2023. *Incendios forestales*. Ciencia para las Políticas Públicas, 2. CSIC. <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/15366>

Sayed et al. 2024. *Assessing changes in global fire regimes*. *Fire Ecology*, 20: 18. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00237-9>

Serronha, A.M. 2014. *Modeling the factors limiting the distribution and abundance of the European rabbit (Oryctolagus cuniculus) in SE Portugal*. <http://hdl.handle.net/10174/22988>

Shivik, J.A. 2006. *Tools for the Edge: What's New for Conserving Carnivores*, *BioScience*, 56: 253-259. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0253:TETEWN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0253:TETEWN]2.0.CO;2)

Simón, M.A. et al. 2012. *Programa de Seguimiento del lince, del conejo, de recuperación de las poblaciones actuales y de alimentación suplementaria (p 141-147. En: Diez años de conservación del lince ibérico. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 327 pp.*

Silvestre, F. 2005 (1ª reimp.). *Repoblaciones con conejos*. En: *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Madrid. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente. p. 253-278.

Silvestre, F., Muñoz, J., Cacho, C., Gea, G. 2005 (1ª reimp.). *El conejo de monte*. En: *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*. Madrid. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente. p. 89-103.

Sinclair, A. & Pech, R. & Dickman, Christopher & Hik, David & Mahon, P. & Newsome, A. 1998. *Predicting Effects of Predation on Conservation of Endangered Prey*. *Conservation Biology* 12. 564-575. 10.1046/j.1523-1739.1998.97030.x.

Smith, G.C., Pugh, B., Trout, R. C. 1995. *Age and sex bias in samples of wild rabbits, Oryctolagus cuniculus, from wild populations in southern England*. *New Zealand Journal of Zoology*, 22: 115-121. <https://doi.org/10.1080/03014223.1995.9518028>

Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B., Sutherland W.J. 2010. *Effectiveness of Predator Removal for Enhancing Bird Populations*. *Conservation Biology*, 24: 820-829. <https://www.jstor.org/stable/40603298>

Sneddon I A. 1991. *Latrine use by the European rabbit (Oryctolagus cuniculus)*. *Journal of Mammalogy*, 72: 769-775. <https://doi.org/10.2307/1381841>

Soria González, C.D. 2023. *Informe de análisis de actuaciones de fomento del conejo*. Entregable de la Acción B.5 del proyecto LIFE Iberconejo. WWF España, FCBDH, LIFE Iberconejo.

Soriguer Escofet, R. 1979. *Biología y dinámica de una población de conejos (oryctolagus cuniculus L.) En Andalucía occidental*. (Tesis doctoral inédita). Universidad de Sevilla, Sevilla. <http://hdl.handle.net/11441/47330>

Soriguer Escofet, R.C. 1991. *El conejo (Oryctolagus cuniculus, L.) en los hábitats mediterráneos ibéricos. El valor de su Biología, Ecología y Comportamiento en el manejo de sus poblaciones*. In: *Manual de ordenación y gestión cinegética / coords Eduardo Alvarado Corrales, Juan Francisco Beltrán Gala, Juan Carranza Almansa, 1991, ISBN 84-604-0065-4, págs. 55-60.*

Soriguer, R.C., 1988. *Alimentación del conejo (Oryctolagus cuniculus L. 1758) en Doñana*. SO, España. *Acta Vertebrata* 15, 141-150.

Soto Navarro, C.A., Desniça, S., Palomares, F. 2012. *Nonbiological factors affecting track censuses: implications for sampling design and reliability*. *European Journal of Wildlife Research*. *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 117-126. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0551-9>

Tablado, Z. and Revilla, E. 2012. *Contrasting effects of climate change on rabbit populations through reproduction*. *PLOS One* 7: e48988.

Tedeschi, L., Lenzner, B., Schertler, A., Biancolini, D., Essl, F. and Rondinini, C. 2024. *Threatened Mammals With Alien Populations: Distribution, Causes, and Conservation*. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.13069>

Thompson, H.V. and King, C.M. 1994. *The European Rabbit: The History of a Successful Colonizer*. Oxford University Press, Oxford, U.K.

Thompson, R. C., Courten-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., Koelmans, A. A. 2024. Twenty years of microplastic pollution research—what have we learned? *Science*, 386: eadl2746. <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>

Tobajas, J., Descalzo, E., Villafuerte, R., Jimenez, J., Mateo, R., Ferreras, P. 2021. Conditioned odor aversion as a tool for reducing post-release predation during animal translocations. *Animal Conservation*, 24: 373–385. <https://doi.org/10.1111/acv.12643>

Torres, J.M., Ramírez, M.A., Morales, M., Bárcena, J., Vázquez, B., Espuña, E., Pagès-Manté, A., Sánchez-Vizcaíno, J. M. 2000. Safety evaluation of a recombinant myxoma-RHDV virus inducing horizontal transmissible protection against myxomatosis and rabbit haemorrhagic disease. *Vaccine*, 19: 174–182. [https://doi.org/10.1016/S0264-410X\(00\)00183-3](https://doi.org/10.1016/S0264-410X(00)00183-3)

Torres RT, Pinto N, Fonseca C, Pereira G, Barroqueiro C e Carvalho J. 2022. Plano Estratégico e de Ação do Javali em Portugal. Relatório Final. Departamento de Biologia & CESAM, Universidade de Aveiro, Aveiro, 113 pp.

Towns, D. 2005. Eradication of introduced mammals and reintroduction the tuatara *Sphenodon punctatus* to Motuhora/Whale Island, New Zealand. *Conservation Evidence*, 2: 92–93.

Twigg, L.E., Kent Williams, C. 1999. Fertility control of overabundant species ; Can it work for feral rabbits ? *Ecology Letters*, 2 : 281–285. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1999.00085.x>

Twigg, L.E., Lowe, T.J., Martin, G.R., Wheeler, A.G., Gray, G.S., Griffin, S.L., O'Reill, C.M., Robinson, D.J., Hubach, P.H. 2001. Effects of surgically imposed sterility on free-ranging rabbit populations. *Journal of Applied Ecology*, 37: 16–39. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00471.x>

Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Manosa, S., Redpath, S.M., Thirgood S., Vinuela, J. 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews*, 80: 171–203. <https://doi.org/10.1017/S146479310400658X>

Valverde, J.A. 1967. Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. Monografías de la Estación Biológica de Doñana. CSIC. Madrid.

Van Lerberghe, P., Baubet, O., Balleux, P. 2005. La protection totale des arbres contre les dégâts des animaux (II): Pose et dépose des manchons grillagés en plastique. *Forêt-entreprise*, 165: 10–16.

Velado-Alonso, E., Gómez-Sal, A., Bernués, A., Martín-Collado, D. 2021. Disentangling the Multidimensional Relationship between Livestock Breeds and Ecosystem Services. *Animals*, 11(9), 2548. <https://doi.org/10.3390/ani11092548>

Vélez, R. (Coord.). 2000. La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid.

Vélez, R. (Coord.). 2022. Quemadas prescritas realizadas por los EPRIF. Método y aplicación. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid. Ed. Digital.

Villafuerte, R., Calvete, C., Gortázar, C. & Moreno, S. 1994. First epizootic of rabbit haemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 30: 176–179. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-30.2.176>

Villafuerte, R., Calvete, C., Blanco, J.C., Lucientes, J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59: 651–660. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.1995.59.4.651>

Villafuerte, R., Lazo, A., Moreno, S. 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d'Ecologie*, 52: 345–356. <http://dx.doi.org/10.3406/revec.1997.2237>

Villafuerte, R. and Moreno, S. 1997. Predation risk, cover type, and group size in European rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica* 42: 225–230.

Villafuerte, R., Castro, F., Rouco, C. y Ferreras, P. 2008. Seguimiento y recuperación de las poblaciones de conejo de monte en el área de compensación del embalse de Los Melonares (Sevilla). Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, IREC (CSIC-UCLM-JCCM), Ciudad Real.

Villafuerte, R., Castro, F., Ramírez, E., Cotilla, I., Parra, F., Delibes-Mateos, M., Recuerda, P. and Rouco, C. 2017. Large-scale assessment of myxomatosis prevalence in European wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) 60 years after first outbreak in Spain. *Research in Veterinary Science* 114: 281–286.

Villafuerte, R. y Delibes-Mateos, M. 2019. *Oryctolagus cuniculus*. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2019: eT41291A170619657. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T41291A170619657> Consultado 02/07/2024.

Villafuerte, R. 2022. Caracterización genética de poblaciones de conejos en zonas de daños a cultivos en Castilla-La Mancha (R. Villafuerte, IESA-CSIC). Expediente (PICOS)/SSCC.EN/111/21 Informe final. Septiembre 2022. Consejería Desarrollo Sostenible, Castilla La Mancha.

Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D. 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol.* 48: 113-122. <http://dx.doi.org/10.1007/BF03194271>

Wallage-Drees, J. & Michielsen, N. 1989. The influence of food supply on the population dynamics of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in a Dutch dune area. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 54: 304-323.

Webb, N.J. 1993. Growth and mortality in juvenile European wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology* 230: 665-677.

Wells, K., Cassey, P., Sinclair, R.G., Mutze, G.J., Peacock, D.E., Lacy, R.C., Cooke, B.D., O'Hara, R.B., Brook, B.W., Fordham, D.A. 2016. Targeting season and age for optimizing control of invasive rabbits. *Journal of Wildlife Management*, 80: 990-999. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21093>

Wheeler, S.H., & King, D.R. 1985. The European Rabbit in South-Western Australia. I. Study Sites and Population Dynamics. *Wildlife Research*, 12: 183-196. <https://doi.org/10.1071/WR9850183>

Wilson, C.J., McKillop, I.G. 1986. An Acoustic Scaring Device Tested against European Rabbits. *Wildlife Society Bulletin*, 14: 409-411. <https://www.jstor.org/stable/3782279>

Williams, D., Acevedo, P., Gortázar, C., Escudero, M.A., Labarta, J.L., Marco, J., Villafuerte, R. 2007. Hunting for answers: rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern Spain. *Eur. J. Wildl. Res.* 53: 19-28. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0056-0>.

Williams, C.K., Davey, C.C., Moore, R.J., Hinds, L.A., Silvers, L.E., Kerr, P.J., French, N., Hood, G.M., Pech, R.P., Krebs, C.J. 2007. Population responses to sterility imposed on female European rabbits: Responses to sterility in rabbit populations. *Journal of Applied Ecology*, 44: 291-301. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01264.x>

Willot, S.J., Miller, A.J., Incoll, L.D. and Compton, S.G. 2000. The contribution of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) to soil fertility in semi-arid Spain. *Biology and Fertility of Soils* 31(379-384).

WWF España. 2017. *El conejo silvestre en España. Biología, gestión y fomento de sus poblaciones. Proyecto SOS Conejo.*

<https://conejowwf.es/>

WWF España. 2017b. Análisis históricos de la evolución de las poblaciones de conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus*) en los cercados de reintroducción de WWF en la Sierra de Andújar.

WWF. 2020. Informe Planeta Vivo 2020: Revertir la curva de la pérdida de biodiversidad. Resumen. Almond, R.E.A., Grooten M. y Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Suiza.

Yanes, M., Velasco, J.M., Suárez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biological Conservation*, 71: 217-222.

[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00028-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00028-0)

Zamora, M., Peinado, E., Sanchez, M., Gallego, B., Mata, C. 1985. Consumo de bellotas por conejo en pastoreo continuo. *Archivos de Zootecnia*, 34: 257-264. <http://hdl.handle.net/10396/3198>



