

***Manual práctico para o manejo de vertebrados invasores nas
Ilhas de Espanha e Portugal***

Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014

Autor:

Jorge F. Orueta

Gestión y Estudio de Espacios Naturales, S.L.

jorge.orueta@telefonica.net

Director técnico:

Joan Mayol

Govern de les Illes Balears

Tradução:

Ana Isabel Queiroz

No entendimento do autor, tanto a informação referenciada neste manual como as recomendações que se fazem a partir dela, constituem informação fidedigna. Na sua maior parte, trata-se de informação já anteriormente publicada, embora dispersa. O autor e o director técnico não assumem a responsabilidade pelo uso que, de boa ou má fé, seja feita desta informação.

Agradece-se a comunicação ao autor de qualquer incorrecção detectada ou de informação complementar que, no futuro, possa melhorar este trabalho.

Gestión y estudio de espacios naturales, S.L. é uma entidade que a partir de 1991 se dedica à conservação e manejo das espécies silvestres e dos espaços naturais.

Registro Mercantil de Madrid tomo 6410, folio 52, sección 8ª, hoja M-104442, inscripción 1ª.

ÍNDICE

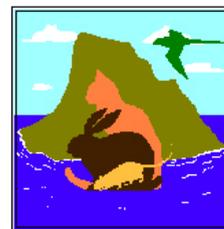
Agradecimentos	1
1 Primeira parte: Considerações Gerais	3
1.1 Introdução	5
1.2 Descrição do manual	7
1.3 Problemática das espécies invasoras nas illas	13
1.4 Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas	19
1.5 Planificação	27
2 Segunda parte: Fichas de espécies	39
2.1 Descrição das fichas	41
2.2 Peixes continentais	43
2.3 Anfíbios	49
2.4 Quelónios	53
2.5 Saurios	55
2.6 Ofídios	57
2.7 Galliformes	63
2.8 Gaivota-de-patas-amarelas	65
2.9 Columbiformes	73
2.10 Psitacídeos	75
2.11 Mainás	79
2.12 Outros Passeriformes	81
2.13 Ouriços	83
2.14 Musaranhos	87
2.15 Megaquirópteros	91
2.16 Cão assilvestrado	95
2.17 Gato assilvestrado	99
2.18 Outros carnívoros	107
2.19 Cabras assilvestradas	113
2.20 Outros Ungulados	117
2.21 Esquilos terrestres	119
2.22 Ratos e Ratazanas	121
2.23 Coelho	129
3 Terceira parte: Fichas de métodos	133
3.1 Descrição das fichas	135
3.2 Controlo biológico	137
3.3 Armadilhas	139
3.4 Tóxicos	151
3.5 Iscos, Negaças e Atractivos	165
3.6 Estações de iscagem	169
3.7 Tiro	171
3.8 Judas	175
3.9 Controlo da reprodução	177
3.10 Intimidação	181
3.11 Cercados	183
3.12 Repelentes	187
3.13 Outros meios auxiliares	189
4 Referências	191
A 193	
B 195	

C 200
D 206
E 208
F 210
G 211
H 215
I 217
J 218
K 219
L 221
M 223
N 228
O 229
P 230
Q 233
R 233
S 237
T 241
U 244
V 245
W 246
X 247
Y 247
Z 248

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



AGRADECIMENTOS

Queria mencionar, em primeiro lugar, os dois principais promotores da ideia deste manual, Juan Luis Rodríguez Luengo e Joan Mayol Serra, da Dirección General de Política Ambiental, Islas Canarias e da Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear, respectivamente. A informação e o apoio prestados durante a realização deste trabalho foram imprescindíveis. Joan Mayol tem exercido uma eficaz direcção técnica do projecto e trazido numerosas ideias e informações inéditas, algumas das quais, seguramente, não ficaram reflectidas no texto. Aurelio Martin deixou-me mergulhar nos seus arquivos em busca da grande quantidade de documentação que contém. Vai para os dois a minha mais sincera gratidão.

As seguintes pessoas facilitaram informação, com frequência inédita, que foi de grande utilidade. Algumas delas apoiaram-me em diferentes etapas da realização, tanto com sugestões valiosas ou, inclusivamente, com apoio logístico. Como não é impossível que me esqueça de alguém, quero expressar o meu agradecimento também aos que não tenha citado.

Mercedes Alonso Vega, Yolanda Aranda, Ana Bermejo, Emilio Civantos, Franck Courchamp, Maj De Poorter, Benigno Elvira, Ángel Fernández Aragón, Paco García, Paco García-Dominguez, Bob Henzell, Juan Carlos Illera, Curt Kessler, Ian Mackenzie, Manuel Valentín Marrero, José Antonio Mateo, Eduardo Mínguez Díaz, Blas Molina, Cheryl O'Connor, Margarita Oramas, Kirsty Park, John Parkes, Richard Parrish, Michel Pascal, Robert Pech, Brian Peirce, Miguel Angel Peña, Jesús Pinilla, Maria José Pitta, Néstor Puerta, Ana Isabel Queiroz, Enrique Rodríguez García, James Russell, Susana Saavedra, Riccardo Scalera, Jeff Short, David A. Strout, Roberto Sáez, Jeff Short, Chris Tidemann, Domingo Trujillo e Scott Vogt.

A utilização das ilustrações da capa foram gentilmente cedidas pelos autores ou titulares (da esquerda para a direita e de cima para baixo): cercado de exclusão para proteger a vegetação dos herbívoros no PN de Teide (D.Sanchez); revista ao consumo de brodifacum em La Gomera (Arquivo do Governo das Canárias); laço para gato assilvestrado apanhado numa armadilha-caixa em La Gomera (Arquivo do Governo das Canárias); laço para apanhar muflões no Parque Nacional de Teide (D, Sanchez); coelho apanhado à mão, em Chafarinas (GENA); armadilha do tipo “chardonnet” para aves (Arquivo do Governo das Canárias); vedação Xcluder™ (Xcluder).

Yolanda, Román e Elena sofreram com resignação os momentos mais intensos da redacção.
Para todos eles, o meu mais sincero reconhecimento.

*Manual prático para o manejo de vertebrados
invasores nas ilhas de Espanha e Portugal*



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014

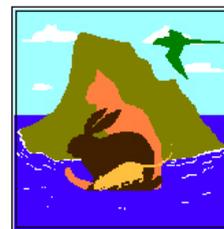


1 PRIMEIRA PARTE: ENQUADRAMENTO GERAL

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.1 INTRODUÇÃO

Hoje, a conservação da natureza é um conceito de grande diversidade. Objectivo repartido pelos poderes públicos e amplas camadas sociais, incluindo os sectores económicos, na sua acepção mais geral, enferma em muitos casos de superficialidade: basta folhear a imprensa para encontrar publicidade às mais diversas actividades (algumas das quais são essencialmente agressivas com o meio) que arvoram os princípios da conservação. Para estas empresas, é apenas um condicionante das suas finalidades, e de algum modo, tiram até partido da propaganda às alterações a que estão mais ou menos obrigados para corrigir os impactos gerados. Politicamente, é também um paradigma amplamente aceite pelos partidos políticos, com desigual nível de coerência. Instituições administrativas e financeiras uniram-se aos princípios conservacionistas difundidos pelas ONGs e organizações naturalistas. Um crescimento tão rápido e extenso da uma ideia foi acompanhado por uma certa perda de rigor: o progresso dos aspectos científicos e técnicos da conservação da natureza nos nossos países não foi paralelo à sua penetração social, apesar dos avanços conseguidos.

Este é um manual técnico que pretende contribuir para o que os anglo-saxónicos chamam *know how*, saber fazer. Mas não há que esquecer que para fazer, temos que saber. Ou dito de outro modo, trazemos aqui a informação sobre como fazer algo, que deve condicionar-se ao porque fazê-lo. É frequente que uma determinada decisão, em especial quando a acção que resulta dela é difícil por motivos sociais ou económicos, se adie com o argumento de uma investigação previa. Intervir no mundo natural requer um bom conhecimento do fenómeno em que se interfere, e das consequências da acção. Certo. Mas não actuar é também uma decisão com consequências, por vezes mais transcendentais que a acção adiada. É razoável decidir sempre com a melhor informação disponível, mas já não o é condicionar a acção a uma informação exhaustiva, que em muitos casos nunca chegará a existir.

Os efeitos nocivos das espécies introduzidas e invasoras, em especial nos meios insulares, de reconhecida fragilidade ecológica, são bem conhecidos: aves marinhas extintas por ratazanas ou carnívoros, plantas endémicas ou comunidades vegetais afectadas pelos herbívoros, fenómenos irreversíveis de erosão desencadeados por coelhos ou ungulados, introgressão genética ou difusão de doenças por espécies forasteiras... os exemplos descritos na literatura científica são muito generosos. Mas também é certo que há espécies introduzidas há muito tempo que evoluíram nas ilhas até gerar neo-endemismos de valor genético, e não faltam outros casos em que as espécies podem ter um valor cultural ou apreço social. Deste modo, a conveniência do controlo de espécies introduzidas, sendo uma regra geral, não carece de excepções, de forma que a análise caso a caso (para cada espécie em cada ilha) deve preceder a decisão. Desde logo, nem todos os argumentos são aceitáveis: qualquer espécie introduzida de forma deliberada o foi, precisamente, por alguma razão, o que não implica necessariamente um balanço positivo.

De acordo com esta ideia, hoje universalmente aceite nos meios conservacionistas e científicos (embora não erradicada na prática: a taxa actual de introduções, deliberadas ou acidentais, é ainda muito elevada), de que os riscos compreendidos na introdução de uma espécie são inaceitáveis, deve considerar-se positivo erradicar as espécies introduzidas nos ecossistemas em que estão presentes. O qual, deve admitir-se, é simplesmente impossível em muitos casos. Todas as espécies de mamíferos das Baleares, por exemplo, foram introduzidas pelo Homem, e não seria nem realizável nem razoável exterminar a mastozofauna insular por esse motivo. Mas sem dúvida, ainda que vivam há milénios na ilha a que deram o nome, ninguém se propõe introduzir as cabras no Parque Nacional de Cabrera, cuja cobertura florestal recupera espectacularmente depois de 50 anos de extinção dos ungulados, que felizmente também foram eliminados em Sa Dragonera nos anos 70.

Introdução

Columbretes começou as suas andanças como parque natural eliminando os coelhos, os quais também tinham sido retirados uns anos antes do arquipélago Chinijo. Em muitas ilhotas que albergavam colónias de aves marinhas desenvolveram-se repetidas e dispendiosas campanhas de desratização e, nalguns casos, eliminaram-se ou controlaram-se também os gatos assilvestrados.

Como regra geral, quando uma ilha é formalmente protegida pelo seu património natural, seja como parque, reserva ou incluída na Rede Natura 2000, deve procurar-se, mediante uma gestão conservacionista, restaurar a sua biodiversidade primitiva ou pré-humana. Se o ecossistema original não incluía os grandes herbívoros, ou carnívoros, ou roedores, a sua conservação deve ser a recuperação daquela biodiversidade. Mas há casos de alterações tão intensas e irreversíveis, que devem ser consideradas sob um outro prisma. O caso da vegetação das maiores Baleares, modelada sob a pressão de *Myotragus* durante o Quaternário, é paradigmático. O seu nicho ecológico foi ocupado hoje por ovinos e caprinos, pelo que a medida é manter uma densidade adequada e não a erradicação universal. No entanto, as numerosas ilhas dos arquipélagos ibéricos ou das costas peninsulares, hoje maioritariamente desabitadas, oferecem a oportunidade extraordinária de restaurar os ecossistemas naturais e recuperar os testemunhos de grande valor da natureza mediterrânea e macaronésica. Se é certo que as ilhas são especialmente vulneráveis às invasões biológicas, também o é que são os ecossistemas em que este fenómeno é mais reversível. E não devemos esquecer que em ecologia o termo “ilha” não tem um significado tão limitado como em geografia: qualquer ecossistema diferenciado por barreiras ecológicas pouco permeáveis constitui uma ilha ecológica: lagos, cumeadas, grutas, bosques rodeados de campos agrícolas ou estepes, estão tão isolados ecologicamente como as terras rodeadas de água. São, pois, um campo de trabalho privilegiado para a gestão.

A gestão goza cada vez mais de meios e ocupa cada vez mais mentes. Disse-se, com verdade, que a conservação sem actuação é conversação. E provavelmente padecemos de um excesso de documentos no plano teórico, cujo volume torna difícil a sua assimilação: em certas ocasiões parece que a prioridade está no papel e não no campo. Fausto recorda-nos que a salvação está na acção: sem ela não se modifica, não existe o mundo, senão nada! Gerir (desenhar e aplicar planos com objectivos determinados) implica informação, e hoje estamos perante o desafio de manejar o seu fluxo. Se nos centramos no controlo das espécies introduzidas, a experiência existe, e os projectos que se realizaram em Portugal e em Espanha são já muito numerosos. No entanto, muitos são desconhecidos fora do seu âmbito. Por esse motivo, este manual foi redigido para ser provisório e ter desenvolvimento: aspira a ser um ponto de partida para recolher mais informação, em sucessivas edições, e estimular a comunicação entre instituições e gestores. Muitos progressos merecem ser publicados, apresentados em congressos ou difundidos por outros meios. Fazer deve implicar também comunicar, para fazer da experiência, positiva ou negativa, um elemento de riqueza comum que permita imitar os sucessos e evitar os erros.

Joan Mayol

Descrição do Manual

1.2 DESCRIÇÃO DO MANUAL

1.2.1 Antecedentes

O projecto [Control de Vertebrados Invasores en islas de España y Portugal](#) é uma iniciativa dos governos das ilhas Canárias, das ilhas Baleares, das Ilhas dos Açores e do arquipélago da Madeira, financiado através do instrumento financeiro LIFE da União Europeia que se lhe concedeu com a referência LIFE2002NAT/CP/E/000014. Este projecto tem os seguintes objectivos:

1. Realizar um intercâmbio de experiências relativas ao controlo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal.
2. Estabelecer uma rede permanente de monitorização de vertebrados invasores e de colaboração e intercâmbio de informação técnica.
3. Criar uma consciência favorável à conservação da biodiversidade nativa e à necessidade de prevenir a entrada e estabelecimento de espécies invasoras.

A realização dos objectivos expostos foi levada a cabo através das seguintes acções:

1. [Simposio “Control de vertebrados invasores en islas de España y Portugal”](#).

Celebrou-se em Tenerife (ilhas Canárias) entre 12 e 14 de Fevereiro de 2003 com a presença de cerca de 60 técnicos de diferentes administrações e ONGs espanholas e portuguesas, da IUCN e do Conselho da Europa.

2. **Estabelecer uma rede permanente de monitorização de vertebrados invasores e de intercâmbio de informação técnica.** Foi criado um mecanismo informativo sobre a distribuição e dispersão da fauna invasora, as medidas de controlo em desenvolvimento através do uso de bases de dados e sistemas de informação geográfica. Utiliza como base a World Wide Web e desta forma a informação é amplamente acessível e está coordenada com as bases de dados sobre as espécies invasoras nas ilhas (Island invasive alien species database, integrada na [Global Invasive Species Database](#), do GISP, o programa global de espécies exóticas invasoras da IUCN) e a iniciativa sobre as espécies invasoras em ilhas ([Cooperative Initiative on Island Invasive Alien Species](#)).
3. **Projecto de um programa de educação ambiental.** Este programa, de carácter experimental e demonstrativo pretende ser facilmente aplicável noutras envolventes e contextos sócio-económicos.
4. **Edição de um “Manual Prático de Gestão de Vertebrados Invasores”**, que constitui o presente documento.
5. Edição de um documentário sobre as invasões biológicas nas ilhas, dirigido ao público em geral, que pretende informar e sensibilizar sobre a necessidade de conservar a biodiversidade nativa, prevenir as invasões biológicas e controlar aquelas espécies alóctones que se converteram em invasoras.

Para além da informação disponível na mencionada [Global Invasive Species Database](#) existem vários trabalhos de compilação sobre os métodos e estratégias de gestão de espécies invasoras, fruto das iniciativas da IUCN, do Conselho da Europa e de outros organismos. Alguns

Descrição do Manual

deles estão disponíveis na Internet pelo que o acesso é simples (Sherley, 2000; Orueta & Aranda, 2001; Wittenberg & Cock, 2001). Dado que têm um enfoque muito mais amplo que o presente trabalho, tanto no seu contexto geográfico como no das espécies tratadas, podem ser complementares.

1.2.2 Destinatários deste manual

Este manual dirige-se, em geral, aos profissionais de conservação da natureza e, em especial, aos que trabalham na conservação da diversidade biológica nos ecossistemas insulares em Espanha e Portugal. Entre esses, queremos assinalar, em particular:

- os gestores dos espaços naturais terrestres;
- os técnicos da Administração;
- os consultores em conservação dos recursos naturais;
- os responsáveis pela tomada de decisão em matéria de conservação de espécies ou espaços naturais;
- as ONGs do sector de conservação dos recursos naturais.

Assim, consideram-se conhecidos alguns termos normativos e administrativos relacionados com a gestão da fauna e a conservação da diversidade biológica, cujo tratamento não seria oportuno num manual técnico como o presente. Igualmente, pelo conhecimento que os destinatários colectivos já possuem, determinadas questões de índole ético e deontológico podem receber um tratamento pouco extenso neste texto.

1.2.3 Organização dos textos

Dado que a presente publicação se realiza tanto em suporte impresso como digital, procurou-se facilitar a sua consulta, tanto num como no outro formato, de modo que possa imprimir-se a partir da versão electrónica e conservar a sua comodidade. Foi utilizado o programa Microsoft Word pela sua versatilidade e ampla difusão.

Para facilitar o movimento pelo documento em formato electrónico, incluíram-se referências cruzadas, assinaladas no texto no estilo [hipervínculo](#). Deste modo o leitor pode deslocar-se no texto carregando nos textos realçados e através das setas da “Barra de Ferramentas Web” que estão visíveis carregando no ícone correspondente ou procurando no menu “Ver”. Para facilitar a deslocação pelo texto, recomenda-se visualizar o “Mapa do documento”, também no menu “Ver”.

Tentou-se incluir o maior número de referências possíveis disponíveis na Internet de modo a que o utilizador pudesse aceder fácil e economicamente. Isto refere-se tanto a bases de dados sobre espécies introduzidas ou sobre produtos ou métodos, distribuidores, fabricantes, estudos comparativos, publicações em formato pdf, etc. Sempre que possível, incluíram-se desenhos de artefactos e instalações disponíveis na WWW. Estas referências aparece também em estilo [hipervínculo](#).

Para evitar que o documento impresso perca esta informação, inclui-se também uma lista clássica de referências.

Este manual foi estruturado em três secções.

Descrição do Manual

Na primeira parte, ao longo de uma série de capítulos, revêem-se alguns aspectos gerais:

Em primeiro lugar, examina-se a problemática das espécies invasoras nas ilhas em geral, de vertebrados em particular, e mais concretamente destes nos ecossistemas insulares. Em especial, definem-se alguns conceitos importantes para compreender o problema, muitas vezes complexo, das espécies invasoras. Por último, revêem-se as actuações para reduzir o impacto desta sobre a biodiversidade e o mecanismo de tomada de decisões.

A seguir, descrevem-se diversas experiências de erradicação de vertebrados em ilhas de todo o mundo, em particular aquelas que correspondem a espécies consideradas como mais perigosas para a conservação da biodiversidade global, que têm mais ampla distribuição pelo mundo e que afectam os quatro arquipélagos considerados nesta obra.

No capítulo seguinte, analisa-se como planificar uma estratégia de controlo e eliminação de uma espécie invasora. Revêem-se os factores físicos e biológicos que condicionam o manejo das espécies invasoras. A seguir, revêem-se alguns factores humanos entre os quais se consideram, em particular, as questões éticas. Quando se examinam os factores económicos, propõe-se também uma reflexão sobre as prioridades de conservação no que se refere aos vertebrados invasores. É ainda redigido um capítulo referente aos principais aspectos legais a ter em conta neste tipo de acções. Depois, procede-se recomendando um modelo de programação de trabalhos a empreender. Por último, é elaborada uma ferramenta para contribuir para a tomada de decisões em matéria de manejo e controlo de espécies invasoras de vertebrados.

Na segunda parte, descrevem-se as espécies ou grupos de vertebrados invasores que têm mais importância nas ilhas dos Açores, nas Baleares, nas Canárias e na Madeira, sem esquecer os numerosos outros pequenos arquipélagos que salpicam as costas da Península Ibérica e outros territórios espanhóis ou portugueses. Para isso, usa-se empregue um formato de fichas, uma para cada espécie ou grupo taxonómico. Incluem-se *taxa* que podem não ter ainda um carácter invasor, ou que o mesmo está por demonstrar, mas que se encontram estabelecidas nas ilhas. Isto para que, caso seja necessário e justificada a decisão, se possam tomar medidas oportunas.

A terceira parte descreve, também em forma de fichas, os métodos empregues em todo o mundo com diferentes espécies. Neste capítulo pode encontrar-se informação suficiente sobre os diferentes métodos, inclusivamente sobre os que foram usados com espécies que não existem nos quatro arquipélagos que são objecto deste manual ou que não constituem problema algum. Assim se podem considerar e desenhar diferentes métodos para aplicar às espécies que são real ou potencialmente problemáticas.

1.2.4 Acrónimos, símbolos e abreviaturas

De seguida, listam-se os acrónimos e abreviaturas utilizados no texto. Muitos são de uso corrente, mas mencionam-se todos para evitar equívocos.

Gerais:

EEI	Espécie exótica invasora
OGM	Organismo geneticamente modificado
TNR	Armadilhagem. Esterilização e libertação de gatos vadios
FCAP	Programas de esterilização de gatos assilvestrados
sp.; spp.; ssp.	Espécie; espécies; subespécie

Descrição do Manual

<i>et al.</i>	et alii = e outros
<i>cf.</i>	confer = comparar
com. pess.	comunicação pessoal

Geográficos:

AUS	Austrália
CAN	Canadá
ECU	Equador
EEUU	Estados Unidos da América
ESP	Espanha
FRA	França
MEX	México
NZ	Nova Zelândia
POR	Portugal
RU	Reino Unido
SEY	Seycheles

Medidas:

km; m; cm; mm	quilómetro; metro; centímetro; milímetro
kg; g; mg	quilograma; grama; miligrama
Gr.	Grão, medida de peso da pólvora contida num cartucho. 1Gr=64mg
ha	hectare
ppm	partes por milhão. 1 ppm = 0,001% = 1 mg/kg
LRC	longitude rostro-cloacal (em repteis e anfíbios)
S/cm	Siemens/cm, unidade de conductividade eléctrica
Hz	hertz, unidade de frequência equivalente a um ciclo por segundo
V, kV	volt, kilovolt, unidades de potencial eléctrico
H	hora
s; ms; µs	segundo; milisegundo; microsegundo

Descrição do Manual**Instituições e organismos oficiais:**

DGCN	Dirección General para la Conservación de la Naturaleza (Espanha)
ICN	Instituto da Conservação da Natureza (Portugal)
MAFF	Ministério da Agricultura, Pesca e Alimentação (Reino Unido)
SSC	Comissão para a sobrevivência das espécies da IUCN
ISSG	Grupo de peritos em espécies invasoras da SSC/IUCN
DoC	Departamento de conservação (Nova Zelândia)
STGTAVS	Servicio Técnico de Gestión Territorial Ambiental y Vida Silvestre. Cabildo de Tenerife
UICN ou IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
GISP	Global Invasive Species Programme, programa da UICN para as espécies invasoras

ONGs

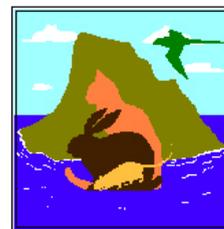
AHE	Asociación Herpetológica Española
BVCF	Fundación para la Conservación del Buitre Negro (Ilhas Baleares)
SECEM	Sociedad Española para el Estudio y la Conservación de los Mamíferos
SEO	Sociedad Española de Ornitología
SPA	Sociedades protectoras dos animais, em sentido geral
SPEA	Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

Descrição do Manual

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.3 PROBLEMÁTICA DAS ESPÉCIES INVASORAS EM ILHAS

Introdução

As ilhas e os ecossistemas evolutivamente isolados têm uma série de particularidades biológicas que os tornam especiais. As ilhas e os ecossistemas evolutivamente isolados acolhem a maior quantidade de espécies endémicas e de distribuição restrita por razões que derivam claramente da insularidade e que dependem de factores como o grau de isolamento, o tamanho da ilha e a variação altitudinal. Paralelamente a esta originalidade, existe uma grande fragilidade, devido a um isolamento que dificulta também a chegada de espécies continentais desenvolvidas em meios mais competitivos.

Este isolamento foi quebrado várias vezes, de modo mais ou menos brusco, ao longo da História. Os primeiros povoadores mediterrâneos alcançaram muito cedo todos os arquipélagos do *Mare Nostrum*: sabe-se que alcançaram as ilhas Baleares pelo menos na Idade do Bronze, momento em que se iniciou a transformação insular. Os povoadores proto-breberes chegaram às Canárias há mais de dois milénios; apesar do notável isolamento, estas ilhas foram conhecidas pelas grandes culturas da Antiguidade, ainda que estas, provavelmente, não tenham contribuído muito para a chegada de novas espécies. As explorações europeias alcançaram a Madeira e os Açores durante a primeira metade do século XV. A estas datas juntou-se outro momento importante, que foi o desenvolvimento turístico dos 4 arquipélagos no último terço do século XX. Este desenvolvimento trouxe, por um lado, a importação de espécies ligadas às actividades lúdicas e da proliferação de mascotes. Por outro lado, o incremento da produção de lixo pela produção residente produziu que determinadas espécies aumentassem os seus efectivos graças a este novo recurso disponível.

Uma vez quebrado o isolamento, iniciou-se um processo muito rápido de extinção. Nas Baleares, desapareceu toda a fauna que tinha evoluído antes da chegada do Homem, sendo o exemplo mais conhecido o de *Myotragus balearicus* (Bover & Alcover, 2003). Nas Canárias, a chegada deste conduziu ao desaparecimento de endemismos notáveis, em particular os répteis e os roedores gigantes (Rando, 2003). A comunicação entre as ilhas por causas naturais também pode ocasionar a extinção de faunas locais, como ocorreu com os mamíferos de Minorca, quando esta entrou em contacto com Maiorca durante as glaciações (Alcover & Bover, 2002).

A invasibilidade de uma espécie é difícil de prever. No entanto, uma série de características tornam previsível que possam estabelecer-se com êxito num novo território e converter-se em invasoras. Pelo menos entre as aves, as espécies com mais êxito são as mais prolíficas, as que têm uma área de distribuição mundial mais ampla e que foram naturalizadas em mais locais (Duncan *et al.*, 2001), em parte porque são, seguramente, mais acessíveis (Blackburn & Duncan, 2001); o sedentarismo é predominante nas espécies invasoras (Cassey, 2002). Os mamíferos que vivem no continente em maiores densidades (relativamente à sua massa corporal) têm maiores possibilidades de colonizar com êxito uma ilha, e menores de se extinguirem (Sarà & Morand, 2002). O número de tentativas de introdução, o número de localidades em que ocorre e o número de indivíduos implicados explicariam em parte o êxito da introdução (Duncan *et al.*, 2001). A facilidade de uma espécie exótica ocupar habitats alterados e o seu carácter generalista são determinantes para o seu êxito (Case, 1996; Cassey, 2002). A expansão também não parece ser uniforme: os dispersantes estabelecem-se em habitats favoráveis que assim se convertem num novo núcleo de expansão (Gammon & Maurer, 2002). Logicamente, a disponibilidade do habitat adequado está relacionada positivamente com o êxito de uma espécie invasora (Duncan *et al.*, 2001).

Problemática das espécies invasoras em ilhas

Alguns casos de introdução de espécies em áreas geográficas isoladas tiveram consequências realmente dramáticas. De entre os vertebrados, o caso do Dodô é proverbial. Do mesmo modo, os efeitos do Coelho na economia, na vegetação, na fauna e nos solos da Austrália são o exemplo mais utilizado quanto aos efeitos dos vertebrados invasores (Land Protection, 2001a). Menos conhecido mas mais espectacular, foi a introdução da Perca-do-Nilo nos grandes lagos do vale da Grande Falha, na África Oriental. Estes lagos tinham comunidades de mais de 300 espécies de peixes que tinham evoluído durante milhões de anos, isoladas por cataratas de outras comunidades a jusante. A introdução de um superpredador num ecossistema que os desconhecia levou à extinção de umas 200 espécies em apenas alguns anos (cf. 2.2).

Um caso semelhante, no mundo dos artrópodes, esteve na consequência de duas ocorrências nefastas. O Caracol-gigante-africano (*Achatina fulica*) foi introduzido nas ilhas de Sociedade como fonte potencial de alimento humano mas, rapidamente, converteu-se numa praga agrícola. Para combatê-la, foi introduzido *Euglandina rosea*. Longe de acabar com os problemas dos agricultores, este terminou em duas décadas com 56 das 61 espécies de caracóis endémicos do género *Partula* que eram um magnífico exemplo de divergência adaptativa.

As espécies que se consideram como “mais significativas” pela sua invasibilidade são um pequeno número da espécies (Atkinson & Atkinson, 2000). Muitas espécies, como as ratazanas e os ratos e alguns ofídios viajam como clandestinos do homem. Algumas foram introduzidas pelo Homem como gado ou foram libertadas como alimento de emergência, como foi o caso da Cabra e do Coelho. Por vezes, libertaram-se com a intenção de controlar pragas, como no caso de vários mustelídeos e viverrídeos, e em alguns casos, o Gato-doméstico ou o Sapo-marinho. Outras vezes, tratam-se de mascotes abandonadas ou fugidas, como no caso do Cão ou de diversas aves como o Mainá. No entanto, os problemas colocados por outras espécies não devem ser menosprezados dado que o potencial invasivo de uma espécie é muito difícil de determinar e as vias de introdução são extremamente variadas.

Os problemas ecológicos ocasionados pela introdução de vertebrados invasores em ilhas derivam, fundamentalmente, dos fenómenos de

- Predação, tanto de animais como de plantas,
- Competição, tanto directa como aparente, incluindo como caso especial o da hibridação, com as consequências de introgressão genética que dele derivam,
- Facilitação de outras espécies invasoras, tanto de parasitas como de animais e plantas,
- Erosão por consumo da vegetação, por pisoteio e por escavação,
- Introdução de doenças.

Predação

A predação é seguramente o impacto sobre a fauna endémica mais conhecido das espécies invasoras em ilhas. A capacidade de colonização das ilhas por animais depende da extensão do domínio vital da espécie e este é maior em predadores, pelo que as ilhas contam com eles em escassas ocasiões e estes costumam ser de pequena dimensão (Blondel, 1995; Schüle, 2000; Kelt & van Vuren, 2001; Michaux *et al.*, 2002). O isolamento favorece o desaparecimento de mecanismos antipredatórios e aumenta a vulnerabilidade destes endemismos perante a eventual introdução de predadores generalistas. Nas ilhas em que existe algum tipo de predador autóctone, os efeitos negativos dos carnívoros introduzidos foram menos intensos (Case, 1996).

Problemática das espécies invasoras em ilhas

Nas Canárias, os gatos e as ratazanas são responsáveis pela extinção de várias espécies (Rando, 2003) e são a principal ameaça para a herpetofauna endémica (García-Marquez & Martín, 2001; Rando & López, 2001; Mateo & Silva, 2003). Também as espécies marinhas que se acolhem nas ilhas para se reproduzir encontram a vantagem de ser menos provável a presença de predadores. Assim, para dar alguns exemplos, nos Açores, as colónias mais importantes encontram-se em ilhas sem ratazanas (Ramos & Monteiro, 2000) e, em Chafarinas, demonstrou-se que o êxito reprodutor das pardelas está muito condicionado pelas ratazanas (Orueta, 2002). No Mediterrâneo, o desaparecimento das faunas endémicas ocorreu com os movimentos pré-históricos dos primeiros povoadores, em grande parte por causa das espécies continentais que as acompanhavam, intencionalmente ou como clandestinos (Schüle, 2000; Masseti, 2002).

Um dos exemplos mais patentes e espectaculares dos efeitos da introdução de um predador numa ilha é o caso da Serpente-arborícola-café (*Boiga irregularis*) em Guam, uma só espécie que provocou a extinção da maior parte das aves nativas da ilha (Fritts, 1998). Mais exemplos do impacto da predação sobre as faunas insulares podem ver-se nos capítulos 2.16.2, 2.17.2, 2.18.2 e 2.22.2.

Modificação da vegetação

A flora pode ver a sua composição alterada por diversas formas.

O consumo selectivo de determinadas espécies por parte dos herbívoros introduzidos (Donlan, 2000; Orueta *et al.*, 1995; Donlan *et al.* 2002; Bullock *et al.* 2002; Orueta *et al.*, 2003a) é um dos principais efeitos directos. Para além disso, produz-se uma diminuição da cobertura e abundância de muitas espécies devido a consumo e pisoteio (Parkes *et al.*, 1996).

Também há numerosos exemplos de facilitação. A pressão selectiva sobre as espécies preferidas favorece as que são menos comestíveis e as menos resistentes ao pisoteio (Donlan *et al.* 2002; Bullock *et al.* 2002; Orueta *et al.*, 2003a). Para além disso, a actividade das espécies invasoras cria condições favoráveis para as espécies, nativas ou exóticas, que modificam mais ainda o ecossistema; este é o caso da nitrificação gerada pelo aumento das aves marinhas ligadas às actividades humanas que favorece as comunidades de plantas ruderais que afastam as outras espécies (Vidal *et al.*, 1998). As espécies exóticas de aves, mamíferos e répteis podem dispersar as sementes das espécies exóticas zoocoras (Lever, 1994; Richardson *et al.*, 2000; Bourgeois *et al.*, 2003). Muitas destas sementes podem dispersar-se eficazmente de forma secundária, através das fezes dos predadores cujas presas foram portadoras de sementes (Bourgeois *et al.*, 2003).

As modificações na vegetação afectam a flora autóctone, que é consumida ou sofre da competição das espécies introduzidas ou das alterações nas condições do solo, mas incide também na fauna que depende da vegetação para conseguir alimento ou abrigo. Pode acontecer que as espécies favorecidas pela fauna invasiva criem condições de cobertura ou estrutura inadequadas para a fauna nativa.

Erosão

A destruição da vegetação por todo o tipo de herbívoros e o pisoteio de ungulados e as escavadelas dos coelhos afectam gravemente a cobertura vegetal, e alteram as características do solo, tornam-no compacto e chega a perder-se totalmente, deixando a rocha a descoberto (por exemplo, North *et al.*, 1994; Parkes *et al.*, 1996; Priddel *et al.*, 2000; Norbury, 2001; Kessler, 2002). A erosão afecta as espécies vegetais mais frágeis, com raízes menos profundas, inclusivamente as arbóreas. Também afecta o habitat onde os procelarifomes constroem os seus ninhos, como se constatou, por exemplo, na Madeira.

Problemática das espécies invasoras em ilhas

Competição e competição aparente

As espécies introduzidas podem competir com as espécies nativas por diversos meios: pelo habitat, pelo alimento e, inclusivamente, pelo parceiro sexual. Numa revisão sobre os efeitos das introduções de aves em ilhas de todo o Mundo, parece que a competição entre aves não tem tido tanta influência como se tem dito, pois as aves exóticas prosperam em habitats muito alterados e as aves nativas podem ter desaparecido anteriormente, por predação ou destruição do habitat (Case, 1996).

Algumas espécies invasoras têm um comportamento agressivo que faz com que expulsem outras espécies dos territórios ou das áreas de alimentação. Um caso particular de competição pelo habitat dá-se nos locais de nidificação, como é o caso do Mainá e do Loris-arco-iris com aves que criam em cavidades (Pell & Tidemann, 1997a; 1997b; Hilhorst, 2002b), ou o Coelho com aves marinhas, não só ocupando as luras como alterando-as ou danificando-as (Bell, 1995).

Também ocorre competição pelos recursos tróficos: em todo o Mundo, com os coelhos e as cabras, e ainda entre predadores (George, 1974). Muitas aves introduzidas competem com as nativas por alimento (Hilhorst, 2002b).

Outro caso especial, a competição reprodutiva, ocorre quando as espécies introduzidas podem hibridar com as espécies autóctones, e criar um problema suplementar de introgressão genética (Blanc, 1992; Lucio, *et al.*, 1992; Baccetti *et al.*, 1997; Puigcerver *et al.*, 1999; Muñoz *et al.*, 2003; Sáenz de Buruaga *et al.*, 2003).

Os mecanismos de defesa apresentados por algumas espécies invasoras são responsáveis pelo seu maior êxito, por um mecanismo de competição aparente. Os cágados americanos põem as suas posturas em solos mais duros e a maior profundidade que os autóctones, pelo que sofrem menor predação (Marco *et al.*, 2003); também os peixes introduzidos numa região podem facilitar as larvas de anuros exóticos que constituem presas menos interessantes (Adams *et al.*, 2003). Do mesmo modo, podem actuar as doenças introduzidas com o vertebrado autóctone, como veremos mais adiante.

Facilitação

Quando existem várias espécies invasoras num mesmo ecossistema é normal que os seus efeitos se adicionem, aumentando as ameaças para o biota autóctone, como ocorre com a Freira-da-Madeira, ameaçada por gatos e ratazanas e pela erosão causada pelos herbívoros (Menezes & Oliveira, 2003). Mas pode acontecer que se produzam fenómenos de facilitação que potenciem os efeitos que cada espécie teria em separado.

A hiperpredação é uma forma de competição aparente que ocorre quando um predador vê incrementados os seus efectivos e, em consequência, o seu impacto sobre as outras presas ao juntar-se à cadeia trófica uma presa abundante e não limitada pela pressão de predação. A introdução de coelhos numa ilha em que existe uma população de gatos vadios favorece o aumento dos seus efectivos, aumentando a predação sobre a avifauna nativa, mais sensível a níveis elevados de pressão predatória, com consequências gravosas para as espécies autóctones (Courchamp *et al.* 1999b, 2000). O mesmo fenómeno foi constatado com as ratazanas que causaram mais perdas nas populações de freiras em Whale Island a partir da introdução de Coelho (Imber *et al.*, 2000). Mais ainda, dado que os coelhos sofrem ciclos muito marcados, as elevadas populações de predadores que deles dependem desviam a sua atenção para as espécies autóctones quando diminui o Coelho (Norbury, 2001). Os porcos introduzidos em Chanel Island na Califórnia conduziram ao estabelecimento de águias reais e ao declínio de raposas endémicas que não eram suficientes para manter uma população de rapinas (Roemer *et al.*, 2001, 2002). O mesmo ocorre com as aves marinhas que passam os períodos de criação nas ilhas mas cujos predadores se vêem beneficiados

Problemática das espécies invasoras em ilhas

por uma presa introduzida residente e que, por isso, exercem maior pressão sobre as aves (Johnstone, 1985).

Os roedores e as aves introduzidas em Guam fazem parte das presas de *Boiga irregularis*, espécie de cobra mais recentemente introduzida por acidente. No entanto, longe de verem as suas populações reduzidas, visto possuírem comportamentos antipredatórios, as espécies introduzidas permitem manter as populações da serpente num nível muito alto, com o conseqüente prejuízo para as aves e outros vertebrados nativos, que desapareceram na sua maior parte (Fritts, 1998). *B. irregularis* também consome ou tenta consumir qualquer fonte de proteínas animais, por inverosímeis que pareçam, o que sem dúvida contribui para manter a alta densidade deste réptil em Guam (Rodda *et al.*, 1999c). Os carnívoros autóctones e alóctones em Queen Charlotte Island contam com um recurso extra de presas introduzidas, o que faz aumentar as suas populações e ameaça as aves e os pequenos carnívoros endémicos (Reid *et al.*, 2000). Do mesmo modo, se uma população recebe um reforço de origem externo ao sistema, esta pode desenvolver-se com vantagem e potenciar o seu carácter invasor. Este é o caso dos gatos vagabundos que são alimentados por pessoas, e também das espécies invasoras que usam as lixeiras de resíduos sólidos urbanos (Mitchell *et al.*, 2002; Mayol & Muntaner, 1985).

Diversos recursos potenciam as grandes populações de Ratazana nas ilhas apesar das ausências temporárias das aves marinhas sobre as quais predam. As lixeiras e os vertebrados alóctones podem combinar-se como fontes permanentes de alimento para os predadores introduzidos (Apps, 1984). Por seu lado, as ratazanas podem receber mais alimento através dos reforços marinhos (Stapp, 2002; Stapp & Polis, 2003), dos restos deixados pelas gaivotas (regurgitações, fezes, ...) (obs.pess.) ou dos cadáveres ou jovens de outras espécies invasoras (Imber *et al.*, 2000).

Às vezes, a facilitação é mais indirecta, como no caso das cabras e dos burros em Cágados, que permitiram aos gatos aceder mais facilmente às colónias de aves marinhas pelos seus trilhos (Coulter *et al.*, 1985). Também poderá ser o caso de uma espécie invasora que favoreça determinada estrutura de vegetação que constitua o habitat de outra.

Introdução de doenças

Com uma certa frequência, as espécies alóctones introduzem agentes patogénicos. O caso mais famoso é o da introdução da malária aviária (*Plasmodium relictum*) no Hawai, e que terminou com várias espécies e ameaçou muitas mais (Wagner, 1968; van Riper *et al.*, 1986). Frequentemente, as espécies introduzidas são mais resistentes à malária que as autóctones, pelo que não são afectadas (Ralph *et al.*, 1998).

Também foi o caso do parapox-vírus introduzido pelo Esquilo-cinzento que afecta gravemente o Esquilo-vermelho na Europa (Gurnell *et al.*, 1998) ou o do parvo-vírus da plasmocitose ou doença aleutiana introduzido pelo Visão-americano e que afecta diversos mustelídeos nativos europeus (Palazón & Ceña, 2002; Palazón & Ruiz-Olmo, 2003). Com frequência, o vertebrado introduzido é facilitado pela sua maior resistência ao agente patogénico que a espécie autóctone.

Algumas populações de vertebrados endémicos das ilhas foram dizimadas pela introdução de agentes patogénicos com espécies introduzidas, como a *Dirofilaria immitis* transmitida pelos cães domésticos aos canídeos selvagens norte-americanos, afectando 5% das rapozas-cinzentas (*Urocyon cinereoargenteus*) da Califórnia Continental e 78% do endemismo insular *U. littoralis*, cuja estrutura de idades se alterou, perdendo os indivíduos adultos (Crooks *et al.*, 2001).

As quintas de criação de rã e outros anfíbios translocados (como mascotes, para o controlo biológico ou como animais de laboratório) são responsáveis pela expansão de micoses e de rana-vírus que afectam gravemente os anfíbios selvagens (Daszac *et al.*, 1999; Mazzoni *et al.*, 2003). Por

Problemática das espécies invasoras em ilhas

último, a expansão do céstodo *Bothriocephalus acheilognathi* com diversas espécies de ciprinídeos exóticos foi documentada em todo o Mundo (Salgado-Maldonado, 2003).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.4 EXPERIÊNCIAS DE ERRADICAÇÃO DE VERTEBRADOS NAS ILHAS

Foram realizadas numerosas tentativas para erradicar diversas espécies de vertebrados nas ilhas. Algumas espécies repetem-se na literatura. Dentro das que têm maior número de exemplos, destacam-se sete espécies de mamíferos. Duas espécies são assilvestradas: o Gato e a Cabra. Quatro são roedores comensais e a sétima é o Coelho. O primeiro foi introduzido normalmente para o controlo de roedores e transformou-se num temível predador da fauna nativa. A Cabra e o Coelho foram introduzidos em muitas ilhas para favorecer a disponibilidade de alimento para os barcos de passagem, num tempo em que as viagens eram lentas e não existiam métodos eficazes para conservar os alimentos frescos. Os quatro roedores são clandestinos do Homem, salvo no caso do Kiore, *Rattus exulans*, que foi trazido pelos polinésios, de uns arquipélagos para outros, como fonte de alimento.

Revêem-se, sob a forma de quadro, a maior parte das erradicações de espécies realizadas no Mundo. Indica-se o país que exerce a administração dos pequenos territórios insulares mencionados, sem nenhuma pretensão sobre o estatuto nacional destes arquipélagos.

Erradicações de gatos em ilhas do Mundo, baseado em Nogales *et al.* (*in press.*) e Orueta & Aranda (2003)

Ilha	País	Tamanho (km ²)	Métodos
Marion (ilha sub-antártica)	RSA	290,00	pan-leucopenia felina, cães, tiro, armadilhas de ferros, substâncias atractivas, 1080
Macquarie I. (ilha sub-antártica)	AUS	120,00	armadilhagem, tiro, 1080
Little Barrier	NZ	28,20	armadilhas de ferros, tiro, 1080
Partida Sur (Golfo da Califórnia)	MEX	20,00	retirados vivos por pescadores
Kapiti	NZ	19,60	desconhecido
Monserrate (Golfo da Califórnia)	MEX	19,40	armadilhagem, tiro
Tuhua (Mayor)	NZ	13,00	envenenamento secundário (brodifacum) e inanição (?)
Alegranza (Canárias)	ESP	10,20	armadilhas de ferros, armadilhas-caixa iscadas com conserva de peixe, negaças
Hermite (Montebello I.)	AUS	10,20	1080 em carne de canguru, armadilhagem
Deserta Grande (Madeira)	POR	10,00	desconhecido
Coronados (Golfo da California)	MEX	8,50	armadilhagem
Natividad (Oceano Pacífico, Baixa Califórnia)	MEX	7,20	armadilhagem, tiro
Pitcairn (Oceano Pacífico)	GBR	5,00	armadilhas-caixa e armadilhas de ferros, envenenamento secundário por ratazana, tiro
Danzante (Golfo da Califórnia)	MEX	4,90	armadilhagem
Lobos (Canárias)	ESP	4,38	armadilhas de ferros, armadilhas-caixa iscadas com peixe, veneno, negaças
Jarvis (Oceano Pacífico)	USA	4,10	panleucopenia felina, armadilhas-caixa e armadilhas de ferros, tiro, veneno
Great Dog Island (Tasmania)	AUS	3,70	armadilhagem, tiro
Reevesby	AUS	3,40	armadilhagem
San Martín (Oceano Pacífico, Baixa Califórnia)	MEX	3,20	armadilhagem, tiro
Mejía (Golfo da Califórnia)	MEX	3,00	armadilhagem, tiro
Curieuse (Grupo interior)	SEY	2,90	envenenamento primário e secundário por ratazana (brodifacum), armadilhagem
San Francisquito (Golfo da Califórnia)	MEX	2,60	armadilhagem, tiro

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

Flat	MRI	2,50	envenenamento secundário por ratazana (brodifacum), armadilhas de ferros
Fregate (Grupo interior)	SEY	2,20	1080, armadilhagem
Cuvier	NZ	1,90	armadilhas de ferros, tiro
Motuihe	NZ	1,80	tiro
Howland (Oceano Pacífico)	USA	1,66	tiro, armadilhagem (Conibear y Tomahawk)
Gabo (South-east Victoria)	AUS	1,54	tiro, armadilhagem, 1080
Denis (Grupo interior)	SEY	1,50	1080, armadilhagem
Stephens	NZ	1,50	desconhecido
Baker (central Oceano Pacífico)	USA	1,45	perseguição e bastonada
Guillou (Kerguelen, ilha sub-antártica)	FRA	1,45	tiro
Putauhinu	NZ	1,40	desconhecido
Mangere (Chathams I.)	NZ	1,30	desconhecido
Long Cay (Caicos Bank, Caribe)	GBR	1,11	1080 em peixe
North West I. (Capricornia Section)	AUS	1,05	tiro, armadilhagem, 1080 em peixe
Isabela (Golfo da Califórnia)	MEX	1,00	1080, armadilhagem, tiro
Todos Santos Sul (Baixa Califórnia)	MEX	1,00	armadilhagem, tiro
Asunción (Baixa Califórnia)	MEX	0,92	armadilhas iscadas com comida em lata, urina e fezes
Estanque (Golfo da Califórnia)	MEX	0,50	armadilhagem, tiro
Coronado Norte (Baixa Califórnia)	MEX	0,48	armadilhas iscadas com urina, fezes e comida
San Roque (Baixa Califórnia)	MEX	0,38	tiro, armadilhas iscadas com comida em lata, urina e fezes
Matakohe	NZ	0,37	armadilhas TiM.m.s e armadilhas de ferros, 1080
Cousine (Grupo interior)	SEY	0,30	armadilhagem
Herekopare	NZ	0,30	armadilhas de ferros, tiro
Ile aux Aigrettes	MRI	0,25	caixas-armadilha modificadas
Todos Santos Norte (Baixa Califórnia)	MEX	0,23	armadilhas iscadas com comida, urina e fezes
Congreso (Chafarinas)	ESP	0,20	armadilha artesanal iscada com peixe
San Jerónimo (Baixa Califórnia)	MEX	0,13	armadilhagem, tiro

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

Erradicações de coelhos em ilhas do Mundo, baseado em Parkes (2000), base de dados de erradicações na Universidade de Auckland (Nova Zelândia) e compilação pessoal

Ilha	País	Tamanho (km ²)	Métodos
Stewart (parcial)	NZ	1746,00	armadilhagem, tiro
Alegranza (Canárias)	ESP	102,00	armadilhagem em vivo
Deserta Grande (Madeira)	POR	10,00	brodifacum (dispersão a partir do solo)
Enderby	NZ	7,10	brodifacum (dispersão a partir do ar); tiro com cães; armadilhagem
Laysan (Hawai)	USA	4,00	tiro
Santa Barbara (California)	USA	2,59	tiro e estriquinina
Tiritiri Matangi (golfo de Hauraki)	NZ	1,96	desconhecido
Phillip (Norfolk)	AUS	1,90	mixomatose; 1080; gaseamento e tiro
Motuihe (golfo de Hauraki)	NZ	1,79	veneno, armadilhagem, doenças
Cochons (Kerguelen)	FRA	1,65	mixomatose; clorofacinona (dispersão a partir do solo)
Round Island	MRI	1,51	tiro, brodifacum (dispersão a partir do solo)
Verte (Kerguelen)	FRA	1,48	mixomatose; clorofacinona (dispersão a partir do solo); tiro
Guillou (Kerguelen)	FRA	1,45	mixomatose; clorofacinona (dispersão a partir do solo); tiro
Moutohora (BOP)	NZ	1,43	veneno, armadilhagem
Montaña Clara (Canarias)	ESP	1,33	armadilhagem em vivo
Mangere (Chathams)	NZ	1,30	gatos
Bird	SEY	1,01	brodifacum
Stanley (Mercury)	NZ	1,00	veneno
Quail (Canterbury)	NZ	0,88	veneno
Rose	NZ	0,80	brodifacum (dispersão a partir do ar), tiro com cães; armadilhagem
Native (Stewart)	NZ	0,66	armadilhagem, tiro
Browns (golfo de Hauraki)	NZ	0,58	veneno, armadilhagem, doenças, tiro
Cabbage Tree	AUS	0,26	mixomatose, NHV e brodifacum
Korapuki (Mercury)	NZ	0,18	veneno, tiro
Carnac	AUS	0,16	1080 e mixomatose
Otata (golfo de Hauraki)	NZ	0,15	tiro
Grossa (Columbretes)	ESP	0,14	perseguição, bastonadas e pedradas; tiro
Taieri (Dunedin)	NZ	0,07	tiro
Takangaroa	NZ	0,06	tiro
Motunau	NZ	0,03	1080 e fósforo (dispersão a partir do ar), tiro
Mokopuna (Leper) (Wellington)	NZ	0,01	desconhecido

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

Erradicações de cabras assilvestradas em ilhas do Mundo, baseado na base de dados de Parkes & Campbell, base de dados de erradicações da Universidade de Auckland (Nova Zelândia) e compilação pessoal. Foram omitidas muitas ilhas em que a causa de desaparecimento era desconhecida.

Ilha	País	Tamanho (km ²)	Métodos
Lana`i (Hava`i)	USA	361,00	tiro a partir do solo e helicóptero
San Clemente (Channel, Califórnia)	USA	148,00	tiro a partir do solo e helicóptero; Judas, armadilhas
Marchena (Cágados)	ECU	129,96	tiro a partir do solo
Kaho`olawe (Hawai`i)	USA	116,00	tiro a partir do solo; Judas
Grande Terre	SEY	110,00	tiro a partir do solo; Judas
Tristão da Cunha	RU	95,00	tiro a partir do solo
Townshend	AUS	70,00	controlo biológico e tiro a partir de helicóptero
Española (Cágados)	ECU	60,48	tiro a partir do solo, com cães
Bernier	AUS	50,00	tiro a partir do solo e helicóptero; pastoreio
Great Barrier (parcial)	NZ	40,30	tiro
Auckland (parcial)	NZ	40,00	tiro a partir do solo, com apoio de helicóptero; tóxicos
Norfolk	AUS	34,54	tiro a partir do solo
Raoul (Kermadecs)	NZ	29,38	tiro a partir do solo, com cães, helicóptero, Judas, laços e tóxicos
Ile Malabar	SEY	26,40	tiro a partir do solo; Judas
Woody	AUS	26,00	pastoreio, caça com cães e Judas
Selvagem Grande	POR	25,00	tiro
Santa Fe (Cágados)	ECU	24,13	tiro a partir do solo
Kapiti	NZ	19,70	tiro a partir do solo, com cães
Inaccessible (Tristan-Gough)	RU	18,00	tiro a partir do solo
Cabrera (Balears)	ESP	15,68	batidas de caça
Wedge	AUS	9,47	tiro a partir do solo
Ile Picard	SEY	9,30	tiro a partir do solo, Judas
Lindeman	AUS	6,42	tiro a partir do solo, com cães e helicóptero para espantar; controlo biológico
North Keppel	AUS	6,27	tiro a partir do solo
Brampton	AUS	5,12	tiro a partir do solo
Sarigan (Northern Mariana Islands)		5,00	tiro a partir do solo com cães e helicóptero; apoio de embarcações para espantar
Rábida (Cágados)	ECU	4,99	tiro a partir do solo
South Molle (Molle)	AUS	4,20	tiro a partir do solo, com apoio de helicóptero e embarcações para espantar; fogo
Great (Three Kings)	NZ	4,08	tiro a partir do solo com cães
Great (Three Kings)	NZ	4,07	tiro
San Benitos Oeste (Baixa Califórnia)	MEX	4,02	tiro a partir do solo
North East (North-east Percy)	AUS	3,50	tiro a partir do solo, com apoio de helicóptero e embarcações para espantar
Macauley	NZ	3,24	tiro a partir do solo
Sloping (Tasmania)	AUS	3,12	
Maud (Marlborough)	NZ	3,09	tiro
Guana (Virgin)	(RU)	2,97	tiro a partir de embarcações
Sa Dragonera (Balears)	ESP	2,90	
North Molle	AUS	2,55	tiro a partir do solo, com apoio de helicóptero e embarcações para espantar
Macauley (Kermadec)	NZ	2,36	tiro
Nukuwaiata	NZ	1,95	tiro
Cuvier	NZ	1,81	tiro a partir do solo, com cães
Round	MRI	1,51	tiro a partir do solo
Whale (Motuhora)	NZ	1,43	tiro a partir do solo
Mokoia (Lake Rotorua)	NZ	1,35	tiro a partir do solo, com cães
Grassy	AUS	1,24	tiro a partir do solo

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

Althorpes	AUS	0,96	tiro a partir do solo
East Repulse	AUS	0,67	tiro a partir do solo
Lavezzu (Lavezi)	FRA	0,66	tiro a partir do solo; captura em vivo
Tagomago (Balears)	ESP	0,62	tiro
Es Vedrà (Balears)	ESP	0,63	tiro
South Repulse	AUS	0,61	tiro a partir do solo
Burgess (Mokohinau)	NZ	0,56	tiro
Saddleback	AUS	0,53	tiro a partir do solo
Burgess	NZ	0,52	tiro a partir do solo
Pourewa	NZ	0,42	tiro a partir do solo
Henning	AUS	0,40	tiro a partir do solo
Lady Elliot	AUS	0,40	tiro a partir do solo
Herekopare (Stewart)	NZ	0,28	tiro a partir do solo
Fairfax [eastern]	AUS	0,28	tiro a partir do solo
Bono (Sept-Îles)	FRA	0,21	captura em vivo
Trielen	FRA	0,17	captura em vivo
North Repulse	AUS	0,16	tiro a partir do solo
Nukutaunga (Cavalli)	NZ	0,13	tiro a partir do solo
Whangaokena (East)	NZ	0,13	tiro a partir do solo
Plaza Sur (Cágados)	ECU	0,12	tiro a partir do solo
Île aux Moines (Sept-Îles)	FRA	0,09	captura em vivo
Pouawa Island	NZ	0,06	tiro
Nonsuch (Bermuda)	USA	0,06	tiro a partir do solo; pastoreio
Ocean (Auckland)	NZ	0,05	tiro a partir do solo
Fairfax [western]	AUS	0,04	tiro a partir do solo
Minamijima (Bonin)	JAP		tiro a partir do solo
Illa de Porros (Balears)	ESP		possivelmente, por temporais

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

Erradicações de ratas e ratos em ilhas do Mundo, baseado em Courchamp *et al.* (*in press.*), Pascal & Lorvelec (2003), base de dados de erradicações da Universidade de Auckland (Nova Zelândia) e compilação pessoal. M.m.: *Mus musculus*; R.e.: *Rattus exulans*; R.n.: *R. norvegicus*; R.r.: *R. rattus*.

Ilha	País	Tamanho (km ²)	Métodos
M.m. Enderby	NZ	7,10	tóxicos
M.m. Mana	NZ	2,17	tóxicos
M.m. Motuihe (Hauraki Gulf)	NZ	1,79	brodifacum a partir do ar
M.m. Mou Waho (Lake Wanaka)	NZ	1,40	tóxicos e armadilhagem
M.m. Fajou (Guadeloupe)	FRA	1,20	armadilhagem e anti-coagulante
M.m. Flat Island	MRI	2,53	brodifacum a partir do ar
M.m. Varanus (Lowendal)	AUS	0,80	pindona e brodifacum em estações de iscagem
M.m. Browns (Hauraki Gulf)	NZ	0,58	bromadiolona
M.m. Motutapere (West Coromandel)	NZ	0,50	tóxicos
M.m. Rimariki	NZ	0,22	tóxicos
M.m. Bridled (Lowendal)	AUS	0,22	pindona e brodifacum em estações de iscagem
M.m. Allports (Marlborough)	NZ	0,16	tóxicos
M.m. Hauturu (Whangamata)	NZ	0,10	tóxicos
M.m. Moturemu (Kaipara)	NZ	0,05	tóxicos
M.m. Whenuakura (Whangamata)	NZ	0,03	tóxicos
M.m. Motutapu (Marlborough)	NZ	0,02	tóxicos
M.m. Île Cocos	MRI	0,02	brodifacum a partir do solo
M.m. Île aux Sables	MRI	0,08	brodifacum a partir do solo
M.m. Beacon (Lowendal)	AUS	0,01	pindona e brodifacum em estações de iscagem
M.m. Papakohatu (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos
R.e. Kapiti	NZ	19,65	tóxicos
R.e. Codfish (Whenua Hou)	NZ	13,96	tóxicos
R.e. Mayor (Tuhua)	NZ	12,77	tóxicos
R.e. Inner Chetwode (Nukuwaiata)	NZ	2,42	tóxicos, armadilhagem, tiro
R.e. Red Mercury (Mercury)	NZ	2,25	tóxicos
R.e. Tiritiri Matangi (Hauraki Gulf)	NZ	1,96	brodifacum a partir do ar
R.e. Cuvier	NZ	1,70	tóxicos
R.e. Marotiri (Lady Alice)	NZ	1,55	tóxicos
R.e. Putauhinu (Stewart)	NZ	1,45	tóxicos
R.e. Long Island	NZ	1,42	tóxicos
R.e. Whatupuke	NZ	1,02	tóxicos
R.e. Stanley (Mercury)	NZ	1,00	brodifacum a partir do ar
R.e. Tinui (Rangitoto)	NZ	0,95	brodifacum
R.e. Rarotoka (Centre)	NZ	0,88	tóxicos
R.e. Whakaterepapanui	NZ	0,74	brodifacum
R.e. Fanal (Mokohinau)	NZ	0,73	brodifacum a partir do ar
R.e. Puangiangi (Rangitoto)	NZ	0,69	brodifacum
R.e. Motuara (Marlborough)	NZ	0,59	tóxicos
R.e. Burgess (Mokohinau)	NZ	0,56	tóxicos
R.e. Motuopao (Far North)	NZ	0,30	bromadiolona em estações de iscagem
R.e. Middle Chain (Aldermen)	NZ	0,23	tóxicos
R.e. Korapuki (Mercury)	NZ	0,18	tóxicos
R.e. Trig (Mokohinau)	NZ	0,16	tóxicos
R.e. Whangaokena (East)	NZ	0,13	tóxicos
R.e. Maori Bay (Mokohinau)	NZ	0,11	tóxicos
R.e. Stacks B-G,I,J (Mokohinau)	NZ	0,10	tóxicos
R.e. Rurima (BOP)	NZ	0,07	tóxicos
R.e. Arch (Mokohinau)	NZ	0,01	tóxicos
R.e. Flax (Mokohinau)	NZ	0,01	tóxicos
R.e. Lizard (Mokohinau)	NZ	0,01	tóxicos
R.e. Inner Chetwode	NZ	1,95	brodifacum
R.e. Putauhini	NZ	1,44	brodifacum

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

R.e.	Long Island	NZ	1,42	brodifacum
R.e.	Raratoka (Centre Island)	NZ	0,86	brodifacum
R.e.	Ducie, Pitcairn	RU	0,74	brodifacum
R.e.	Onofo, Pitcairn	RU	0,62	brodifacum
R.e.	Double	NZ	0,32	brodifacum
R.e.	Korapuki	NZ	0,17	brodifacum
R.e. +	12 Islotes en Nueva Caledonia	FRA	0,49	brodifacum
R.r.				
R.n.	Campbell	NZ	113,00	brodifacum
R.n.	Langara	CAN	30,00	brodifacum
R.n.	Kapiti	NZ	19,65	brodifacum a partir do ar
R.n.	Mayor (Tuhua)	NZ	12,77	tóxicos
R.n.	Ulva	NZ	2,59	brodifacum
R.n.	Rotoroa	NZ	2,35	brodifacum em estações de iscagem
R.n.	Motuihe (Hauraki Gulf)	NZ	1,79	brodifacum a partir do ar
R.n.	Tuputupungahau (Whale Is)	NZ	1,73	brodifacum
R.n.	Breaksea (Fiordland)	NZ	1,70	brodifacum
R.n.	Moturoa	NZ	1,57	tóxicos
R.n.	Moutohora	NZ	1,43	tóxicos
R.n.	Mokoia	NZ	1,33	brodifacum
R.n.	Stanley	NZ	1,00	brodifacum a partir do ar
R.n.	Rotoroa (Hauraki Gulf)	NZ	0,90	tóxicos
R.n.	Whakaterepapanui (Rangitoto)	NZ	0,74	tóxicos
R.n.	Gunner's Quoin	MRI	0,65	brodifacum a partir do solo
R.n.	Ailsa Craig	RU	0,60	warfarina
R.n.	Rasa	MEX	0,60	brodifacum
R.n.	Browns (Hauraki Gulf)	NZ	0,58	bromadiolona
R.n.	Lucy	CAN	0,40	brodifacum
R.n.	Titi (Marlborough)	NZ	0,32	tóxicos
R.n.	Titi	NZ	0,32	brodifacum
R.n.	Tomé		0,30	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Pakatoa	NZ	0,24	¿??
R.n.	Trielen (Molène)	FRA	0,17	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Otata, NZ	NZ	0,15	brodifacum & 1080
R.n.	Motu-O-Kura (Hawkes Bay)	NZ	0,14	tóxicos
R.n.	Cox	CAN	0,10	brodifacum
R.n.	Hauturu (Whangamata)	NZ	0,10	tóxicos
R.n.	Hawea (Fiordland)	NZ	0,09	tóxicos
R.n.	île aux Moines (Sept îles)	FRA	0,09	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Takangaroa	NZ	0,06	tóxicos
R.n.	Te Haupa (Saddle) (Hauraki Gulf)	NZ	0,06	tóxicos
R.n.	île Plate (Sept îles)	FRA	0,05	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Moturemu (Kaipara)	NZ	0,05	tóxicos
R.n.	île aux Chevaux (Houat)	FRA	0,03	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Motungara (Kapiti)	NZ	0,03	tóxicos
R.n.	Whenuakura (Whangamata)	NZ	0,03	tóxicos
R.n.	Maria (Hauraki Gulf)	NZ	0,02	tóxicos
R.n.	Rimains	FRA	0,02	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Wainui (BOI)	NZ	0,02	tóxicos
R.n.	Black Rocks (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Chatellier (Rimains)	FRA	0,01	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	D. Rocks (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	D. Rocks B (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	D. Rocks C (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	East & West Atoll (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Enez ar C'hrizienn (Molène,)	FRA	0,01	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Motiti	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Motuhoropapa A (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos e armadilhagem

Experiências de erradicação de vertebrados nas ilhas

R.n.	Motutapu (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Motuterakihi	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Otata A (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos e armadilhagem
R.n.	Rotoroa stack (Hauraki Gulf)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	SW Crater Rim (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Tahoramaurea (Kapiti)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	Taranaki (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.n.	île aux Rats (Sept îles)	FRA	0,00	armadilhagem e anti-coagulante
R.n.	Rocher de Cancale (Rimains)	FRA	0,00	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Montebello (180 ilhas)	AUS	10,00	brodifacum a partir do solo e do ar
R.r.	St Paul	FRA	8,00	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Middle (Barrow"	AUS	3,50	pindona a partir do solo
R.r.	Barrow (parcial)	AUS	2,70	pindona a partir do solo
R.r.	Flat Island	MRI	2,53	brodifacum a partir do solo
R.r.	Boodie	AUS	1,70	pindona a partir do solo
R.r.	Moturoa	NZ	1,57	tóxicos
R.r.	West Lacedpede	AUS	0,82	pindona a partir do solo
R.r.	Lavezzu	FRA	0,73	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Houtman Abrolhos (várias ilhas)	AUS	0,56	pindona a partir do solo
R.r.	Motutapere (West Coromandel)	NZ	0,50	tóxicos
R.r.	Gabriel	MRI	0,42	brodifacum a partir do solo
R.r.	Middle Lacedpede	AUS	0,42	pindona a partir do solo
R.r.	Double	AUS	0,35	pindona a partir do solo
R.r.	Somes (Wellington)	NZ	0,32	tóxicos
R.r.	Bedout	AUS	0,35	pindona a partir do solo
R.r.	Tawhitinui	NZ	0,21	tóxicos
R.r.	Great Bird, Antigua	RU	0,20	brodifacum
R.r.	18 islotes (Lavezzu)	FRA	0,17	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Rey, Chafarinas, E	ESP	0,12	brodifacum, flocumafen em estações de iscagem
R.r.	Sandy (Lacedpede)	AUS	0,06	pindona a partir do solo
R.r.	Boomerang	AUS	0,05	pindona a partir do solo
R.r.	Hardy (Martinique)	FRA	0,03	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Awaiti	NZ	0,02	tóxicos
R.r.	Poirier (Martinique)	FRA	0,02	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Rat (BOI)	NZ	0,02	tóxicos
R.r.	Pasco	AUS	0,02	pindona a partir do solo
R.r.	Black Rocks (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.r.	Kauwahaia	NZ	0,01	tóxicos
R.r.	Little Rat (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.r.	Mokopuna (Leper) (Wellington)	NZ	0,01	tóxicos
R.r.	Mouse (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.r.	Percé (Martinique)	FRA	0,01	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Phil's Hat (BOI)	NZ	0,01	tóxicos
R.r.	Toro (Cerbicales)	FRA	0,01	anti-coagulante
R.r.	Koi (Hauraki Gulf)	NZ	0,00	tóxicos e armadilhagem
R.r.	Burgaux (Martinique)	FRA	0,00	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Folaca (Cerbicales)	FRA	0,00	armadilhagem e anti-coagulante
R.r.	Bird Island	SEY	1,01	brodifacum
R.r.	San Roque	MEX	0,70	brodifacum & brometalina
R.r.	Matui-Somes	NZ	0,32	brodifacum
R.r.	Ille Aux Aigrettes	MRI	0,25	brodifacum
R.r.	Tawhitinui	NZ	0,21	brodifacum
R.r.	Monito	PR	0,15	brodifacum em estações de iscagem

Planificação

1.5 PLANIFICAÇÃO

1.5.1 Introdução

Antes de tomar em consideração o método de controlo ou de erradicação de uma população de uma espécie invasora deve considerar-se até que ponto este manejo é necessário. Como já foi dito anteriormente, o carácter exótico de uma espécie não justifica por si mesmo o emprego de tempo e esforço para o seu controlo e erradicação. É sempre oportuno realizar estudos sobre o impacto real das espécies sobre a fauna, a flora e os ecossistemas, pois existem certas espécies cuja presença em determinados lugares não é desejável pelos impactos demonstrados em localidades semelhantes. Sobre este assunto é oportuno recordar a diferença entre uma espécie invasora que é aquela que, segundo a IUCN, “*se estabelece num ecossistema ou habitat natural ou semi-natural; é um agente de alteração e ameaça a diversidade biológica nativa*” e uma espécie invasiva, que é aquela que é ou **pode tornar-se** invasora.

Em alguns casos, a espécie invasora pode estar ameaçada no seu lugar de origem ou pertencer a variedades de gado ancestral já desaparecidas. Nesses casos, justifica-se a captura em vivo e a sua translocação em número suficiente de exemplares. Este é o caso do Walaby de Tammar, que está a ser reintroduzido na Austrália a partir da Nova Zelândia (Unisense Foundation, 2002) ou do Weka que não é abundante na sua área original (Collar *et al.*, 1994), mas é um problema de conservação onde se tem introduzido (Johnstone, 1985). O Carneiro-da-Barbária está ameaçado no Norte de África (Kowalski & Rzebik-Kowalska, 1991), mas é extraordinariamente frequente em ranchos e noutras populações ‘*ex-situ*’ (Ahlstrand, 1980; Barret, 1980; Morrison, 1980; Uphan, 1980; Zeedyck, 1980; Castells & Mayo, 1993).

Do mesmo modo, o gado pode pertencer a variedades primitivas já desaparecidas e que são património zootécnico e cultural, como os coelhos de Round Island (Merton, 1987), as cabras das Desertas (Carmo *et al.*, 1991; Zino *et al.*, 1995a) ou as de Maiorca (Seguí & Payeras, 2002.).

Se uma espécie exótica tem um comportamento invasor, a sua raridade global não é razão para justificar a sua permanência, já que o dano produzido na biodiversidade global continuará a aumentar. A conservação “*ex-situ*” só se justifica em instituições especializadas e dentro de planos de conservação devidamente desenhados e coordenados internacionalmente.

Adverte-se aqui que, quando nos textos que se seguem, se empregam as palavras erradicação, eliminação ou semelhantes, não implica, necessariamente, a morte do animal em questão.

1.5.2 Factores físicos

Os factores físicos têm uma grande importância na forma como se estabelecem as populações das espécies exóticas. O clima pode condicionar a expansão e a sobrevivência das suas populações. Os cágados-da-Flórida, ainda que sejam capazes de hibernar, podem sofrer uma importante mortalidade invernal (Mantel, 1998). No entanto, os invernos suaves e, em certas ocasiões, a contaminação térmica, permitem a sobrevivência e expansão das espécies mais sensíveis ao frio (Litjens, 1980; Bosling *et al.* 1981). Neste sentido, cabe assinalar o efeito que a tendência actual para o aumento global da temperatura e a influência do microclima das cidades (ventos, temperaturas, humidade) têm para a sobrevivência das espécies exóticas procedentes dos climas mais quentes.

As barreiras naturais são relativas. Os arminhos podem alcançar ilhas a 1 km (Taylor, 1984; Kildemoes, 1985); as ratazanas e os ratos também são bons nadadores (Meehan, 1984).

Planificação

Em todo o caso, as condições ambientais devem ser consideradas na planificação. As condições meteorológicas determinam o calendário das operações. Também podem facilitar o êxito da erradicação. Com efeito, os invernos duros contribuíram para a erradicação do Coipu e do Rato-almiscarado no Reino Unido (Gosling *et al.*, 1988; Gosling & Baker, 1989a; b).

A topografia e extensão das ilhas obriga ao emprego de técnicas específicas (escalada, aeronaves, embarcações) (entre outros: Bell & Bell, 1995; McClelland, 2002b). A sua forma determina que sejam possíveis certas estratégias como o emprego de vedações para actuar sequencialmente (Johnstone, 1985; Hermes, 1986), com uma poupança de recursos considerável. A proximidade de outras ilhas ou do continente faz com que a reinvasão seja mais ou menos possível (Orueta *et al.*, 2003b).

1.5.3 Factores biológicos

Os factores bióticos podem condicionar o controlo das espécies invasoras, tanto facilitando-o como dificultando-o. Uma vez que a população alóctone de herbívoros se reduz suficientemente, a vegetação recupera tornando difícil continuar o trabalho, tanto pelo aumento do alimento disponível como pela dificuldade de localizar as capturas (Parkes, 1990a-b). A capturabilidade ou detectabilidade é tanto menor quanto maior for a disponibilidade de alimento alternativo (Gurnell, 1989).

Certas ocasiões, sobretudo com invasoras alóctones, assinalou-se que o impacto pode ser causado apenas por determinados indivíduos, especializados nesse recurso ou tipo de presa (Harris & Saunders, 1993; Oro *in litt.* 1999). Nestes casos, deve estabelecer-se se é necessário um controlo da população ou apenas a eliminação dos indivíduos problemáticos. Dado que, em princípio, nenhuma das opções é definitiva, e requer uma repetição periódica, é necessário avaliar com cuidado qual o alcance real dos impactos, em todas as suas extensões, antes de decidir por uma ou outra alternativa.

Stenseth (1981) recomenda a aplicação da teoria da biogeografia das ilhas para definir a tática com mais possibilidades, em função da estratégia vital da espécie alvo. Assim, para os de estratégia *K*, a redução da imigração é prioritária, enquanto que para os de estratégia *r* é mais conveniente incrementar a taxa de extinção local, fundamentalmente através da redução da reprodução. No entanto, a maior parte da descendência morreria de qualquer das formas, pelo que o controle dos adultos é a opção normalmente escolhida (*cf.* 3.9).

O conhecimento dos parâmetros biológicos das populações introduzidas permite calcular o esforço necessário para obter um controlo. Assim, em função das taxas de crescimento na população podem calcular-se o número de indivíduos que devem ser retirados da população para evitar o crescimento. Por exemplo, no caso do Veado-do-Japão na Escócia, este seria 18% da população ou 40% das fêmeas (Ratcliffe, 1989). Em muitas espécies ou populações a possibilidade de capturar um macho é maior do que a de capturar uma fêmea (Dunstone & Ireland, 1989; Gosling & Baker, 1989b; Hughes, 1996), ainda que possa acontecer o contrário (Green & Coleman, 1984), ou variar com as estações do ano (Daly, 1980).

O ciclo anual têm uma grande importância nas consequências de uma campanha de controlo. Como se comenta em vários capítulos deste manual, a eleição da época de menor disponibilidade de alimento para executar as campanhas de controlo permite, por um lado, facilitar o acesso aos indivíduos alvo (mediante o uso de isco, por exemplo), mas também é a época em que os efectivos populacionais são menores e em que a reprodução se encontra condicionada. Do mesmo modo, se se executa uma campanha de controlo durante a dispersão juvenil outonal (no caso dos pequenos carnívoros), o tempo que decorre antes do recrutamento seguinte é muito longo, pelo que o efeito dos desgastes mais se notará (Byrom, 2002). Como a sobrevivência dos jovens é dependente da densidade, as campanhas de controlo têm um efeito positivo nos sobreviventes, que terão mais

Planificação

opções para a reprodução. Isto ocorre em todos os níveis tróficos, tanto nos carnívoros como nos herbívoros (Parkes, 1990; Byrom, 2002).

O controlo dos esquilos-cinzentos no Reino Unido mostrou ser mais efectivo quando se realiza em zonas de alta densidade de esquilos, mais do que em lugares sensíveis (o isco pode atrair mais esquilos). Como noutras espécies, o problema mais grave põem-se durante a dispersão dos jovens (Gurnell, 1989).

Deve ainda considerar-se um possível envenenamento secundário e acidental. Se se escolhem períodos em que existe um menor número de predadores e necrófagos, evita-se em grande parte o envenenamento secundário (Yom-Tov, 1980; Aranda *et al.*, 1992; McClelland, 2002b). A predação é a maior causa de um comportamento cíclico de algumas comunidades de espécies presa (Erlinge *et al.* 1983). Assim, na ausência de predação, os ciclos anuais alcançam uma amplitude extrema. Este tipo de ciclos podem levar à extinção, devido a fenómenos estocásticos (Lande, 1988; Liebhold & Bascompte 2003).

A estocacidade pode ser uma aliada dos trabalhos de controlo e erradicação de espécies exóticas invasoras. Graças a ela, a mortalidade induzida não necessita de chegar aos 100% da população alvo, se os fenómenos dependentes da densidade são favoráveis e a mortalidade afecta os elementos-chave da população, normalmente com mais probabilidades de sobrevivência (Lande, 1988). Estes efeitos são mais evidentes em pequenas ilhas, o que se traduz na inexistência de populações de roedores nas ilhas mais pequenas do Mediterrâneo (Guyot 1989 em Martin *et al.*, 2000) ou da Nova Zelândia (Taylor 1984).

Quando os efectivos de uma população descem abaixo da sua capacidade de carga, aumenta o êxito reprodutor, tornando o controlo mais difícil (Parkes, 1990a-b). Do mesmo modo, em estados precoces de colonização, a erradicação pode ser mais difícil por não se ter alcançado ainda a capacidade de carga (Thorsen & Shorten, 1997; Thorsen *et al.*, 2000).

Quando há mais do que uma espécie introduzida, a ordem de erradicação pode ser muito importante. Em geral, recomenda-se começar pela espécie mais pequena, mas a sequência pode variar e deve estudar-se caso a caso (Bell, 1995). A erradicação de predadores pode ter consequências muitas vezes imprevisíveis sobre os herbívoros e outros carnívoros (Fitzgerald, 1990; King, 1990).

A libertação de um mesopredador produz-se quando, num sistema de três níveis, o superpredador de um ecossistema é eliminado, o que permite ao mesopredador expandir-se, com o consequente aumento da pressão predadora sobre as presas (Courchamp, 1999). Isto aconteceu, por exemplo, numa ilha em que se eliminaram os gatos que mantinham as ratazanas controladas. Do mesmo modo, os gatos assilvestrados estão controlados nas zonas onde existem coiotes o que favorece as comunidades de aves (Crooks & Soulé, 1999). A eliminação de raposas afecta o uso do território e dos recursos por parte dos gatos assilvestrados na Austrália (Molsher, 1999). A eliminação dos gatos assilvestrados em Amrion Island trouxe como consequência o aumento dos ratos (Huyser *et al.*, 2000).

No caso da predação interespecífica de algumas espécies de peixes, a estrutura da população está muito relacionada com o impacto gerado. Num controlo sistemático de *Stizostedion lucioperca* no Reino Unido usando pesca eléctrica, demonstrou-se que o aumento da intensidade no controlo conduzia a uma redução das classes com maior dimensão, a uma diminuição do canibalismo e a um aumento das classes com menor tamanho, sem que se tenha reduzido a biomassa. A população de luciopercas de menor dimensão predava mais intensamente os peixes nativos que a população mais estruturada, pelo que neste caso, o controlo era negativo (Smith *et al.*, 1997).

A competição entre espécies introduzidas pode ser importante. Assim, o número de espécies de roedores introduzidos é função da superfície, e o gato assilvestrado não pode instalar-se em ilhas com uma população de arminhos (Taylor, 1984). Deste modo, pode produzir-se uma “libertação do

Planificação

competidor”, como possivelmente ocorreu com os coelhos de Round Island quando se eliminaram as cabras assilvestradas (Merton, 1987). A competição pode ser um factor mais limitante do que a predação ou o parasitismo para a sobrevivência de uma espécie; assim, numa análise de 607 ilhas em que se tentou controlar os coelhos por meios distintos, Flux (1993) assinala a introdução da Lebre como o mais efectivo dos métodos, ainda que possivelmente varie muito com a região (presença de vectores, adequabilidade do habitat para a lebre, ...) e só pode fazer-se em locais que são área natural da Lebre. Ainda que não se disponham de dados quantitativos, em Vedrá, quando se extinguíram as cabras em 1976, seguiram-se vários anos de abundância de ratazanas. Também em Sa Dragonera, as campanhas de erradicação da Ratazana foram seguidas de um aumento da população de Coelho (J. Mayol, com pess., 2003)

Assim, a urgência de eliminar uma ou outra espécie deve ser revista caso a caso. Em Macquarie Island, o controlo de gatos foi considerado menos urgente que o de coelhos (Rounsevell & Brothers, 1984) mas nas Desertas (Zino *et al.*, 1995a), recomendou-se controlar os gatos para evitar uma mudança de presa, numa ocasião em que os coelhos estiveram quase para ser eliminados. Na Deserta Grande, os gatos morreram seguramente de intoxicação secundária, pelo que foi desnecessário controlá-los (Bell & Bell, 1997). Em Macquarie Island, teria sido mais fácil controlar os gatos e os wekas, depois de os coelhos terem sido eliminados (Rounsevell & Brothers, 1984; Johnstone, 1985). Também foi mais fácil controlar os predadores exóticos na Austrália quando se deu a introdução da pneumonia hemorrágica do Coelho (Pech, 1996; Cooke, 1998). No entanto, na Nova Zelândia ocorreu um aumento da predação de Pukeko quando se aplicaram várias técnicas para controlar os coelhos (Haselmayer & Jamieson, 2001).

Igualmente, o controlo de outras espécies é mais importante nos casos de facilitação. Assim, a exclusão de cabras e burros das colónias de freiras nas Cágados poderia reduzir o acesso de gatos, que utilizam as veredas abertas pelos ungulados (Coulter *et al.*, 1985).

1.5.4 Factores humanos

Pode existir uma forte oposição social à erradicação ou ao controlo de algumas espécies (Richard, 1989; Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñero, 1990; Rose & Jackson, 1995; Castells & Mayo, 1996). É frequente que a mesma administração adopte medidas de controlo ou erradicação em algumas áreas, enquanto permite a permanência de algumas espécies em locais onde a pressão sócio-económica é forte (Zeedyck, 1980; Challies, 1990a, b; Davidson, 1990; McCann *et al.*, 1996).

A oposição pode vir de diversas frentes:

- Associações protectoras dos animais. A sua oposição aos projectos de controlo de EEI pode chegar a ser muito forte mas depende muito da envolvente sócio-cultural de cada país ou região. As espécies mais susceptíveis de gerar estas simpatias são, em primeiro lugar, os cães e os gatos assilvestrados, mas também as espécies vistosas (como os papagaios ou muitos anatídeos) e os animais protagonistas de histórias infantis (ouriços, gamos, coelhos, esquilos, ...) ou ligados a uma iconografia mais ou menos mitológica (cisnes, rolas, gaivotas). Este foi o caso do Cisne-vulgar na Flórida (McCann *et al.*, 1996), do Ganso-do-Canadá (Baines, 1995), e do Pato-de-rabo-alçado-americano no Reino Unido (Rose & Jackson, 1995; Hughes, 1998), do Esquilo-cinzento no mesmo país (Richard, 1989) ou em Itália (Genovesi & Amori, 1999; Genovesi & Bertolino, 2000) e do Loris-arco-iris na Nova Zelândia. No entanto, a controvérsia pode vir de programas de controlo de espécies aparentemente pouco apreciadas pela população, como aconteceu ultimamente com ratazanas na Califórnia e no Reino Unido. Em certas ocasiões, a oposição pode ser dirigida contra o método, como ocorreu com a mixomatose na Nova Zelândia (Gibb & Williams, 1990), ou o tiro contra cães e gatos no Reino Unido (Neville, 1989).

- Associações de caçadores. Podem estar contra a erradicação de espécies cinegéticas, especialmente quando não existem espécies autóctones disponíveis para a caça. A pressão política e

Planificação

social chega a condicionar o controlo e o maneo de ungulados selvagens (Zeedyck, 1980; Challies, 1990b; Davidson, 1990; Rodríguez-Luengo, 1993; McCann *et al.*, 1996).

- Grupos de interesse económico. É o caso das espécies submetidas a exploração, como a caça industrial de cervídeos na Nova Zelândia (Challies, 1985; Davidson, 1990) ou das espécies para pelaria.

- População local. Algumas espécies revestem-se de um interesse especial para as populações locais. Isto ocorre com o Kiore para os maóris, que o consideram um legado dos seus antepassados (McClelland, 2002a). Com alguma frequência, a tradição ou os direitos adquiridos impedem o acesso a determinadas áreas. Assim, no Reino Unido, o acesso a propriedades privadas restringiu os ensaios de controlo do Pato-de-rabo-alçado-americano (Hughes, 1996). Nas ilhas de Cook, o pessoal local não aceita trabalhar nas montanhas por questões espirituais (Passfield & Passfield, 1997) e na Nova Zelândia, o acesso a terras maóris pode estar muito condicionado (Parkes, 1990a). O mesmo ocorre com os proprietários de alguns ilhéus das Baleares. Onde a erradicação de cabras introduzidas foi dificultada ou impedida.

O controlo de espécies invasoras gerou uma corrente de desvalorização baseada numa pretensa “xenofobia” destas acções. Isto procede de distorções de ordem política semelhantes às que conduziram à transformação das teorias evolucionistas em “darwinismo social”.

O espírito de controlo das espécies invasoras deve ser o mesmo que levou à generalização da avaliação dos impactos ambientais. Não se persegue uma espécie pela sua origem, mas pelo seu efeito sobre os ecossistemas e as espécies. A prioridade relativa das espécies autóctones face às alóctones é motivada pela conservação de um património global que os habitantes de um território são depositários e usufrutuários. A ponderada valorização da necessidade de controlo das espécies invasoras e a utilização dos métodos mais éticos possíveis deveria ser acompanhada de campanhas de informação e sensibilização, nos casos em que seja necessário. Com frequência, a população local pode ser implicada nos trabalhos de maneo.

1.5.5 Factores económicos

A erradicação pode ser a melhor opção em termos económicos ou quando o controlo a longo prazo não pode ser garantido (Gosling *et al.*, 1988; Parkes, 1990a). Normalmente, a erradicação só é possível e economicamente viável em ilhas ou em áreas isoladas (King, 1990; Hone, 1994).

De acordo com Parkes (1990a; b), o financiamento para o controlo e a erradicação devem ser independentes. Segundo ele, o controlo sustentado deve ser suportado por fundos regulares; em caso de financiamento extraordinário, este deveria ser dedicado à erradicação mais que a intensificar o controlo. Do mesmo modo, os cortes nos orçamentos só deveriam afectar as campanhas de erradicação e não os programas de controlo sustentado.

Para Stenseth (1981), a prioridade é reduzir a imigração e os recursos excedentários devem destinar-se a aumentar a taxa de extinção.

Em todo o caso, é necessário contabilizar os custos económicos e humanos de modo a que se possam orçamentar futuras campanhas (Parkes, 1990a). Esta análise de custos permite desenhar também uma estratégia. Por exemplo, em operações de controlo sustentado, pode determinar-se o tempo máximo que é rentável para localizar ou eliminar um número determinado de indivíduos (Ridpath & Waithman, 1988). Também permite reconhecer quando é necessária uma técnica mais dispendiosa, tal como o uso de aeronaves, em vez de uma tentativa mais económica (Parkes, 1989a).

O custo de eliminação aumenta quando a densidade aumenta, pelo que se deve aumentar o esforço nas últimas fases do programa de erradicação (*e.g.* Parkes, 1990a; Hone, 1990; Jiménez, 1994). Igualmente, o custo *per capita* será maior se a erradicação começa nos estádios iniciais de

Planificação

uma invasão, mas o custo global será reduzido, tanto em termos de danos como de gastos de erradicação (Smallshire & Davey, 1989).

O conhecimento dos custos de cada tipo de modalidade de controlo permite fazer a melhor escolha em termos de eficácia e custos. Como exemplo, o uso de cabras Judas equipadas com radio-emissores reduz o custo do controlo das cabras-montesas no que respeita à busca com aeronaves (Taylor & Katahira, 1988).

1.5.6 Avaliação de prioridades

Os recursos económicos e humanos destinados à gestão, ao estudo e à conservação dos recursos naturais são reduzidos. O destino dado às rubricas orçamentais destinadas a esses fins deve ser cuidadosamente avaliada para determinar quais são as prioridades. Estas devem ser avaliadas em cada caso, mas de um modo geral, podem ser consideradas prioritárias as seguintes acções:

- Estabelecer uma rede de vigilância e detecção precoce de espécies invasoras. Trata-se de uma actividade que pode tornar-se muito dispendiosa, já que se baseia num pessoal que se encontra disponível (corpo de guardas, técnicos, ONGs, caçadores, etc.) e que com frequência já regista este tipo de informação mas não a transmite. Para este, requer-se um esforço de divulgação e coordenação.
- Manter as zonas livres de exóticas no seu estado actual e eliminar as populações incipientes. É mais económico evitar o estabelecimento de uma população invasora que tentar a sua erradicação quando já se encontra bem fixada.
- Exigir aos proprietários e depositários de espécies exóticas as medidas encaminhadas para evitar a sua fuga (cercados, limitação da locomoção) ou o seu estabelecimento (esterilização). Deste modo, qualquer animal de exibição ou de companhia, assim como o gado, devem estar marcados individualmente e registado o seu proprietário.
- Evitar a vadiagem e o assilvestramento de animais de companhia, mediante campanhas de esterilização de mascotes e a obrigatoriedade da sua identificação e registo, tudo isso com esforço de sensibilização dos proprietários.
- Estudar com urgência as interacções possíveis com as espécies invasoras, em qualquer caso de regressão de espécies ameaçadas, e determinar qual deve ser a estratégia de actuação. O impacto pode ser causado apenas por poucos indivíduos especializados, pelo que será mais rentável a eliminação dos indivíduos problemáticos, que um controlo de toda a população.
- Actuar sem demora, por precaução, nos casos em que o controlo ou eliminação de uma espécie invasora seja fácil. O facto de esperar por uma evidência estatisticamente comprovada pode pressupor a perda de populações de espécies muito ameaçadas, e um só exemplar de uma espécie invasora pode provocar maiores danos nas espécies ameaçadas.
- No caso de existirem fundos suficientes, devem iniciar-se os estudos sobre as espécies que se ignorem o impacto sobre os ecossistemas. Com frequência, foi ignorado o impacto real de uma espécie por falta de dados, pelo que merece a pena investigar a incidência de qualquer espécie alóctona. Neste caso, dá-se prioridade às espécies que se tenham tornado invasoras noutros lugares e, na ausência deste tipo de informação, às que se encontrem já naturalizadas.

Planificação

1.5.7 Aspectos legais

Com frequência foi sugerida a elaboração de uma legislação específica única ao nível continental e a aplicação efectiva dos seus princípios (Shine, 1996; Baccetti *et al.*, 1997; Criado, 1997). Diversos tratados internacionais (ver revisão em Shine, 1996) provêm um considerando no qual a legislação nacional e regional possam ser desenvolvidas. O Conselho da Europa desenvolve à vários anos uma Estratégia Europeia para as EEI (Genovesi & Shine, 2002). A legislação portuguesa conta com o decreto-lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro sobre a introdução e detenção de espécies exóticas (ICN, 2000; Queiroz, 2003). O Ministério de Medio Ambiente espanhol está a realizar um Plano de Acção sobre EEI (Areces, 2003). As CCAA do estado espanhol tratam com diferente intensidade o problema das EEI, mas destacam-se as autonomias insulares (as Ilhas Baleares e Canárias) por incluírem este tema nas suas estratégias de biodiversidade (Iglesias, 2003); nas Canárias também iniciaram a redacção de um Plano de Acção para as EEI (Rodríguez-Luengo *et al.* 2003).

Diversas normativas de diferente âmbito ocupam-se dos métodos de captura de espécies, em particular das cinegéticas. No entanto, em todas as legislações introduz-se uma norma de excepção, aplicável nos casos de a diversidade biológica autónoma se encontrar ameaçada. As normativas de caça podem permitir o controlo de cães e gatos assilvestrados, sem defeso, mas também existem as directrizes sobre o bem-estar animal que podem entrar em conflito com a necessidade de preservar a biodiversidade autóctone. Os “direitos dos animais” devem também ser considerados para as espécies silvestres e a conservação das fauna e flora endémicas ameaçadas deve sobrepor-se a essas limitações.

Em todo o caso, conta-se com a pertinente autorização administrativa tanto para a actividade em si como para os métodos a utilizar, muito especialmente quando se tratam de métodos restringidos por normativas regionais, estatais e internacionais.

Assim, chegamos talvez ao aspecto mais importante deste capítulo. Numerosos métodos que habitualmente são usados no controlo de espécies invasoras não estão permitidos com outra finalidade, como a caça ou a pesca. A possibilidade de que estes métodos possam ser autorizados para a sua utilização contra estas espécies não implica que não devam tomar-se as maiores precauções na hora de seleccionar o método, exigindo a máxima selectividade e o menor risco para as espécies não-alvo. Sempre que possível, serão utilizados os métodos mais selectivos e, na sua falha, aqueles que não impliquem a morte do indivíduo. Os métodos menos selectivos que impliquem a morte (armadilhas de morte, tóxicos) usar-se-ão nas circunstâncias e com as espécies em que nenhuma alternativa seja possível. Nestes casos, empregar-se-ão os materiais, produtos, datas e técnicas com menos riscos para as espécies não-alvo.

Para além disso, algumas espécies podem estar protegidas pela legislação na sua área original. Isso ocorre, inclusivamente, nas ilhas da Macaronésia em que se importaram vertebrados endémicos de outras ilhas. Assim, o Lagarto-gigante-da-Grande-Canária (*Gallotia stehlini*) foi acidentalmente introduzido em La Palma e a Lagartixa-da-Madeira (*Lacerta dugesii*) foi introduzida nos Açores. Nas Ilhas Baleares, a Lagartixa-da-Pitiusas (*Podarcis sicula*) foi introduzida em Maiorca. O controlo destas espécies nos casos em que sejam consideradas invasoras devem ter em conta o destino dos animais capturados vivos (com as devidas precauções de quarentena para evitar a transferência de doenças, e os planos de reintrodução oportunos para evitar problemas com as populações existentes).

O mesmo ocorre com as outras espécies de vertebrados protegidos, com carácter geral, por acordos internacionais ou por legislações nacionais. Estas mesmas normativas admitem excepções por motivos de ameaça à conservação de outras espécies. Em qualquer dos casos, a autorização específica pode permitir o controlo destas espécies mediante métodos mais adequados.

Planificação

1.5.8 Programação

A realização de ensaios prévios sobre a viabilidade das campanhas de controlo e erradicação é sempre recomendável. Em Rarotonga, o controlo iniciava-se um pouco antes da época de reprodução da espécie ameaçada pelas ratas, já que o controlo ao longo do ano não compensava o esforço despendido (Robertson *et al.*, 1998).

As datas para o controlo devem incidir na época de menor disponibilidade de alimento, dado que existem menos indivíduos a eliminar e, para além disso, estes são mais susceptíveis de serem atraídos pelos iscos. Esta época coincide com a pausa da reprodução, evitando que haja jovens que ainda não saíram das tocas e que o façam depois das operações (Aranda *et al.*, 1992; McClelland, 2002a).

No caso de ilhéus com colónias de aves marinhas deve programar-se a época em que estas estão ausentes ou sejam menos abundantes para evitar esbanjamento de esforço e risco para as espécies não-alvo. As gaivotas, sobretudo a Gaivota-de-patas-amarelas, com o seu carácter oportunista e a confiança nos recursos fornecidos pelo Homem, pode consumir os iscos destinados a outras espécies.

1.5.9 Tomada de decisões

A recolha e análise dos dados é fundamental para conhecer tanto a expansão das espécies como o seu impacto nos ecossistemas. Infelizmente, não existem muitos dados que permitam conhecer os impactos, mas são um pouco mais abundantes que os estudos sobre a expansão.

Nas aves, ocorrem alguns dos melhores casos de conhecimento detalhado de expansão e distribuição de espécies exóticas. Por se tratar de um grupo chamativo e cuja observação conta com um grande número de afeccionados, a informação é abundante; no entanto, outros grupos de vertebrados são objecto de um trabalho voluntário menos espectacular, pelo que, em muitos casos, faltam os dados.

A expansão em Portugal de *Estrilda astrild* tem sido bem analisada (Silva *et al.*, 2002), as populações de Madrid de *Amandava amandava* seguidas com detalhe (Bermejo *et al.*, 2000), assim como as de psitacídeos em Valência (García y Gans & Català, 2003).

A realização de um atlas melhorou o grau de conhecimento sobre a distribuição das espécies em Espanha (Doadrio, 2001; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Palomo & Gisbert, 2002; Martí & del Moral, 2003). Em Portugal, está a ser actualizado o atlas das aves.

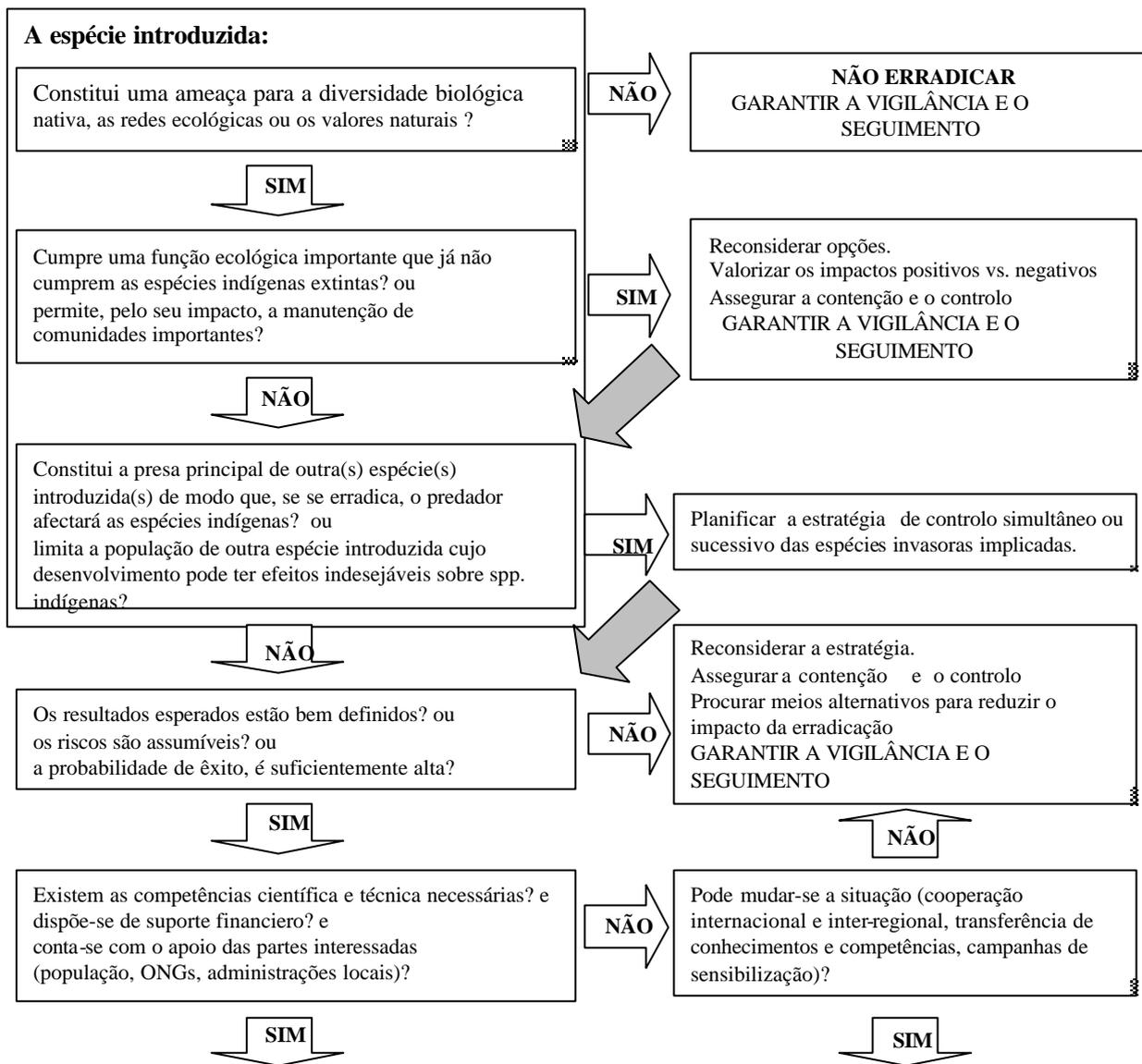
O conhecimento dos danos ocasionados pelas espécies invasivas provém normalmente de estudos, por vezes complexos, que carecem de dados de base (estudo anterior à introdução) e que por isso, torna-se difícil estabelecer a incidência sobre os ecossistemas que se encontram com uma espécie nova. É mais fácil detectar as incidências sobre as espécies mais ameaçadas, dado que são objecto de seguimentos mais específicos e que, pela dimensão reduzida das suas populações, se torna mais evidente uma quebra nos efectivos. Em qualquer dos casos, é complicado distinguir o impacto causado pela espécie invasora de outras ameaças, como a perseguição directa ou a alteração do habitat. Com frequência, a informação é anedótica, mas suficientemente relevante para agir: por exemplo, a morte de pelo menos 21 exemplares de *Puffinus mauretanicus* provocada apenas por um gato em 5 dias (Ruiz & Martí, 2003), ou a predação de vários exemplares de *Pterodroma madeira* também em poucos dias (P. Oliveira, com. pess., 1999). Quando o impacto afecta as espécies mais comuns, pode passar despercebido que o dano é grave.

Em muitas áreas protegidas, nas quais se pretende preservar as características de insularidade, os vertebrados introduzidos podem ser um elemento indesejável para concretizar os objectivos do espaço natural protegido.

Planificação

Para facilitar a tomada de decisões sobre a necessidade ou não de estabelecer um programa de controlo ou de erradicação, estudaram-se vários modelos-árvore para tomar decisões (GOERT, 2002; Courchamp *et al.* 2003). Deles foram retidos elementos e elaborado o seguinte diagrama, que deveria ajudar a tomar decisões de um modo sistemático e objectivo.

Planificação



Como actuar?		
ERRADICAÇÃO		
DESCRIÇÃO DA COMUNIDADE INVADIDA	MÉTODOS E CONDIÇÕES	SEGUIMENTO
<ul style="list-style-type: none"> Mecanismos pelos quais o invasor interaccua com as Spp. nativas (competição, predação, parasitismo, ...) Consequências principais da sp. invasora na comunidade Natureza e importância do processo de interacção entre mais do que uma spp. 	<ul style="list-style-type: none"> Onde? Em que entidade geográfica (ilha, arquipélago) se vai actuar? Quando? Qual é o período do ano mais adequado para obter melhores resultados (para as espécies alvo e não-alvo)? Como? Qué estratégia se vai seguir? Química? Física? Biológica? Várias juntas? Qual é o risco para as espécies não-alvo? Quem? Com quem se deve contar (aconselhar, consultar, educar) para melhorar a operação? Que calendário? Se há vários métodos ou várias espécies, que ordem se vai seguir? 	<ul style="list-style-type: none"> Prevenção da reinvasão Recuperação de Spp. indígenas Variáveis que se vão seleccionar Momento e frequência das amostragens

Planificação

1.5.10 Pessoal

O tipo de pessoal envolvido tem muita importância. O emprego de pessoal profissional ou de voluntários pode ter diferentes implicações.

No controlo de espécies invasoras coloca-se o dilema de empregar caçadores desportivos ou não. Em princípio, podem considerar-se os caçadores como mão de obra não remunerada, mas há muitos factores negativos na sua motivação, implicação e eficácia que se devem ter em conta.

A caça desportiva é uma actividade muito alargada e pode parecer que um grande número de atiradores implicados podem ser de grande utilidade para o controlo das espécies de ungulados assilvestrados. No entanto, o conjunto dos caçadores exerce pressões muito importantes para evitar que as espécies cinegéticas introduzidas sejam eliminadas de uma região (Challies, 1990b; Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñeiro, 1990; Palomares, 1999). Mais ainda, muitos caçadores podem considerar pouco ético o abate de fêmeas e de jovens, e opor-se a isto. Estes problemas podem reduzir-se ou evitar-se através de uma conscienciosa campanha de informação.

O furtivismo ou a caça em terrenos livres pode ser um factor que impeça ou atrase o estabelecimento e a expansão de ungulados introduzidos. Assim, a caça sistemática de animais em dispersão retardou a dispersão do Carneiro-da-Barbária na Califórnia (Barret, 1980) e o estabelecimento do Gamo em Tenerife (Molina, 1995). No entanto, em terrenos vizinhos, os titulares dos direitos de caça podem tentar que uma nova espécie se estabeleça no seu território, pelo que limitarão a pressão cinegética sobre ela, pelo menos nas primeiras fases, favorecendo a dispersão.

Em alguns casos, a caça desportiva torna-se eficaz para manter baixos os níveis populacionais de certas espécies depois de se ter efectuado um desgaste intensivo (Nugent, 1988; Davidson, 1990; Davidson & Nugent, 1990; McIlroy, 1990; Dzieciolowski, 1992). A utilização de caçadores voluntários pode reduzir os custos numa relação de 40 para 1 (Parkes *et al.*, 1996).

Os caçadores não profissionais têm muitas limitações. No Parque Nacional de las Cañadas del Teide, cerca de 70% dos caçadores não mataram um só muflão (Rodríguez-Luengo, 1993). Algo semelhante ocorre na Nova Zelândia onde quase 85% dos caçadores não conseguiu nenhuma rês, e menos de 5% foi responsável por metade das capturas (Nugent, 1988). A eficácia depende do número de caçadores na região (Barret, 1980; Nugent, 1988), do terreno (Barret, 1980) e das facilidades de acesso (Nugent, 1988; Challies, 1990a; Dzieciolowski, 1992). Assim, a maior parte dos gamos nas Blue Mountains da Nova Zelândia vivem a mais de 1,5 Km de pontos acessíveis (Nugent, 1988); 60% do esforço de caça fazia-se em 30% do território (Dzieciolowski, 1992); quando se caça a partir de pistas florestais, a distância a que se detectam os veados aumenta consideravelmente (Aranda *et al.*, 1996). Quando se conta com caçadores não profissionais, a ausência de espécies similares à espécie alvo é importante para evitar enganos (Barret, 1980).

As limitações nas cotas, período permitido, idades, e sexo das capturas podem ser legalmente modificadas para melhorar os resultados. Assim se fez, por exemplo, para *A. lervia* no Novo México (Morrison, 1980) ou na Califórnia (Barret, 1980), neste último caso com a única limitação de respeito pela propriedade privada. A eliminação de taxas aumentou o número de caçadores participantes na caça do muflão no Teide desde 62-129 nos anos 80, para os 450 em 1992 (Rodríguez-Luengo, 1993); no entanto, parece que o mesmo sucesso em La Palma com o Carneiro-da-Barbária aumentou o número de pessoas interessadas em conservar a espécie como peça de caça (Palomares, 1999). Deve ter-se em conta que, em certas ocasiões, a caça fomenta a dispersão da espécie invasora mais rapidamente do que sucederia na ausência de perseguição directa (Uphan, 1980).

Planificação

O tiro de oportunidade foi utilizado para controlar o Carneiro-da-Barbária no PN Carlsbad Cavern (Novo México), mas não teve efeito efectivo (Ahlstrand, 1980). Todavia, o tiro de rotina, como parte de uma tarefa dos guardas foi melhor para conseguir um controlo permanente (Ratcliffe, 1989). Quando se pretende a erradicação e não o controlo permanente, recomenda-se levar a cabo campanhas intensivas e deixar um período de descanso entre uma e outra (Bell, 1995).

A caça comercial pode ser um método importante para reduzir as densidades, mas há que considerar que ao cair o número de captura também diminui o interesse em exercer esta actividade. Num caso conhecido, a descida do número de capturas não pareceu relacionado com uma redução na quantidade de veados mas com uma mudança de comportamento dos veados, que aprenderam a evitar os helicópteros (Challies, 1985). Para além disso, tal como ocorre na caça desportiva ou com o pagamento de recompensas, o interesse económico pode ser um obstáculo para conseguir um controlo efectivo (Challies, 1985; Tustin, 1990).

Quando se pagam bonificações por cada animal capturado, corre-se o risco que os caçadores se interessem em limitar as suas capturas para perpetuar a sua receita (McCann *et al.*, 1996; Hansford, 2002). Durante a erradicação do Rato-almiscarado no Reino Unido, não existiam prémios em caso de erradicação e as recompensas eram irregulares; as peles vendiam-se para financiar os gastos (Gosling & Baker, 1989a). Durante a erradicação do Coipuí, depois de várias alterações de estratégia, estabeleceu-se um plano de erradicação a 10 anos, de modo que as armadilhas não assegurariam um recurso permanente mas existia uma recompensa equivalente a 3 anos de pagamento se a erradicação se conseguisse em 6 anos ou menos, reduzindo proporcionalmente o incentivo se se demorasse mais tempo. A venda das peles foi proibida para evitar a tentação de conservar o recurso (Gosling, 1977; Gosling *et al.*, 1988; Gosling & Baker, 1989a).

A fonte de atiradores profissionais é de natureza diversa. Em Espanha, utilizavam-se franco-atiradores da Guarda Civil para o controlo do Pato-de-rabo-alçado-americano (Rose & Jackson, 1995). Nas Maurícias, utilizam-se franco-atiradores da polícia para controlar mainás (Lucking, com. pess., 1998). Nas Cágados, utilizaram-se guardas especialmente treinados (Calvopina, 1985).

Os batedores e todo o pessoal implicado nas actividades que implicam disparos devem estar perfeitamente coordenados e, de preferência, em comunicação através de emissores.

Para além do pessoal fixo da administração, por vezes convém recorrer a ajudas externas, tanto para a planificação como para a execução dos planos de controlo.

O colectivo de anilhadores é um caso particular que deve ser tido em conta. Na actualidade, constituem uma importante fonte de informação sobre a distribuição, a ecologia e a evolução das populações das aves introduzidas. Prova disso, por exemplo, é o seguimento de populações concretas (Bermejo *et al.*, 2000). Os anilhadores podem ser um recurso muito útil no momento da captura incidental ou sistemática de espécies de aves exóticas. De facto, na Andaluzia, as espécies exóticas capturadas devem ser mantidas em cativeiro e entregues à autoridade ambiental (J. Pinilla, com. pess., 2003).

***Manual prático para o manejo de vertebrados
invasores nas ilhas de Espanha e Portugal***



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014

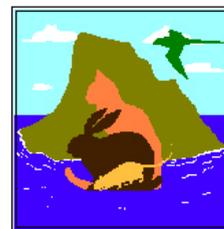


2 SEGUNDA PARTE: FICHAS DE ESPÉCIES

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.1 DESCRIÇÃO DAS FICHAS

2.1.1 Biologia

Dentro do possível, as fichas foram ordenadas pela ordem sistemática, semelhante à que se utiliza em numerosos livros sobre vertebrados.

Neste capítulo indicam-se as características biológicas que podem interessar à gestão da(s) espécie(s): distribuição original, lugares de introdução, fecundidade, comportamento, alimentação, ...

Para as áreas de distribuição das espécies introduzidas na área de estudo, foram usadas as seguintes fontes:

Instituto da Conservação da Natureza. Sem data. Sistema de Informação do Património Natural. Fauna. www.icn.pt/sipnat/sipnat2.html

Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Base de Datos de Especies de Fauna Exótica encontrada en Canarias www.gobcan.es/medioambiente/biodiversidad/introducidas/especiesinvasoras.html

Doadrio, I. (ed.). 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.

Matías, R. 2002. Aves exóticas que nidificam em Portugal continental. ICN-SPEA. 109pp.

Martí, R. & J.C. del Moral (eds). 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.

Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). 2002. Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Salvo se indique o contrário, a informação sobre a biologia contida neste capítulo provem de:

Nowak, R.W. 1995. Walker's Mammals of the World Online. Johns Hopkins University Press. www.press.jhu.edu/books/walker/toc.html

Cramp. 1998. The complete Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press. CD-ROM.

2.1.2 Problemática

Indicam-se os problemas que se colocam no âmbito geográfico deste manual ou noutros lugares. No caso em que não se conheçam para as espécies em causa, são indicados os de espécies próximas. Em certas ocasiões, apenas se considera o prejuízo potencial se, neste momento, não é possível documentar os danos reais.

Descrição das fichas

Quando é pertinente, menciona-se se a espécie está listada entre as 100 piores espécies exóticas invasoras do Mundo, publicada pela IUCN (www.issg.org/booklet.pdf), como referência do impacto global de cada espécie.

2.1.3 Métodos de controlo

Em diferentes categorias, expõem-se os métodos de controlo documentados por experiências. Em geral, os métodos podem utilizar-se simultaneamente ou, inclusivamente, alguns serão complementares de outros. Com frequência, tratam-se de iscos em pontos diferentes, dado que podem ser utilizados tanto na armadilhagem, na aplicação de produtos tóxicos ou estupefacientes, ou noutras medidas compensatórias.

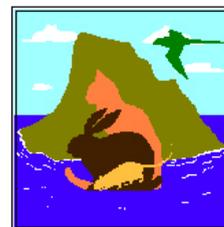
2.1.4 Recomendações

Neste capítulo, aconselhar-se-á qual é o método ou a combinação de métodos que se consideram mais convenientes, tendo em conta a eficácia e os custos. Também se assinala a informação que seria mais conveniente compilar (por exemplo, no caso das espécies em que não se conhecem danos concretos).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.2 PEIXES CONTINENTAIS

2.2.1 Biologia

Nas ilhas de Espanha e Portugal não existem peixes continentais, à excepção de *Anguilla anguilla* (espécie catádroma, cujas formas juvenis se desenvolvem no mar) em todos os arquipélagos, e *Gasterosteus gymnurus* em Maiorca. Em Espanha, foram introduzidas pelo menos 25 espécies de peixes continentais, a maior parte nos últimos 75 anos (Elvira, 2001). Este fenómeno é semelhante em todo o Mundo e, assim, em pouco mais de um século e meio, foram introduzidas 34 espécies de peixes nos Grandes Lagos da América do Norte, metade das quais com êxito (Emery, 1985). Nas ilhas que nos ocupam (baseando-nos em ICN, sem data; Anónimo, 2000; Doadrio, 2001; M.J.Pitta, 2003), as populações de peixes que se conhecem são:

	Açores				Madeira	Canárias							Baleares		
	São Miguel	Pico	Flores	Corvo	Madeira	Canária Grande	Lanza rote	Fuerte-ventura	Tenerife	La Gomera	El Hierro	La Palma	Maiorca	Minorca	Eivissa
<i>Micropterus salmoides</i>	X	X	X	X		X				X			X		
<i>Carassius auratus</i>	X		X			X			X			X	(X)		
<i>Cyprinus carpio</i>	X	X	X			X			X			X	X		
<i>Rutilus macrolepidotus</i>	X														
<i>Rutilus rutilus</i>	X														
<i>Esox lucius</i>	X												X		
<i>Perca fluviatilis</i>	X		X												
<i>Sander lucioperca</i>	X														
<i>Gambusia holbrooki</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Poecilia reticulata</i>						¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?			X
<i>Salvelinus alpinus</i>	X														
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	X		X		X								X		
<i>Salmo trutta</i>	X				X										
<i>Oreochromis mossambicus</i>						¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?			

Outras espécies provavelmente introduzidas nas Baleares desapareceram na actualidade por dessecação do seu habitat (Anónimo, 2000).

2.2.2 Problemática

Um dos casos conhecidos mais espectaculares dos efeitos de uma espécie introduzida deve-se precisamente a um peixe continental. A Perca-do-Nilo (*Lates niloticus*) foi introduzida no Lago Vitoria, e causou a extinção de 200 espécies endémicas desse lago na última década com um importante efeito de cascata (Goldschmidt *et al.* 1993; Ogutu-Ohwayo, 2001). O mesmo ocorreu noutros lagos próximos (Ogutu-Ohwayo, 1993). Este caso é especialmente complexo já que a erradicação é socialmente indesejável devido à dependência da economia local da pesca, já que as

Peixes continentais

capturas se multiplicaram por seis entre 1975 e 1990, multiplicando-se também o esforço pesqueiro destinado fundamentalmente à exportação (Ogutu-Ohwayo, 2001).

Igualmente, a expansão de *Petromyzon marinus* nos Grandes Lagos da América do Norte, através do canal de São Lourenço, ocasiona importantes problemas ecológicos e económicos (USGS, 2000).

A introdução de peixes é uma causa muito importante da recessão dos anfíbios (Hecnar & M'Closkey, 1996; Alford & Richards, 1999; Rivera & Sáez, 2003). Nem todas as espécies de anfíbios são afectadas da mesma forma pelos peixes carnívoros, sendo as espécies mais pequenas as mais sensíveis (Hecnar & M'Closkey, 1996). Os peixes invasores criam barreiras biológicas que impedem a comunicação entre as populações relíquias de anfíbios, favorecendo a extinção local (Bradford *et al.*, 1993).

Listada como uma das 100 piores espécies exóticas invasoras, está a *Gambusia affinis*, muito próxima de *G. holbrookei* que é a espécie introduzida em Espanha (parece que existe uma certa confusão na bibliografia com respeito à identidade das gambúsias introduzidas, e que foram consideradas conspecíficas durante algum tempo). As espécies do complexo *G. affinis* (incluindo *G. holbrookei*) puseram em perigo vários peixes e anfíbios em todo o Mundo, como na Austrália (NPWS, 2002), na Nova Zelândia (DoC, 2002d) e na América do Norte (Fisher & Shaffer, 1996; Goodsell & Kats, 1999) (ver revisão em gambusia.net). Na Península Ibérica, a expansão de pequenos peixes como *G. holbrookei*, *Fundulus heteroclitus* ou *Aphanius fasciatus*, é paralela à regressão de espécies endémicas como *Aphanius iberus* e *Valencia hispanica* (Elvira, 2001). Do mesmo modo, a introdução de peixes exóticos considera-se uma das principais ameaças para os anfíbios, em particular nas zonas de montanha (Márquez & Linaza, 2002). Em Maiorca, *G. holbrookei* poderá ter sido responsável pelo desaparecimento de *Atherina boyeri* numa localidade e da rarefacção de *Bufo viridis* noutras (Anónimo, 2000). Recentemente, foi detectado em localidades com Sapo-parteiro-das-Baleares (*Alytes muletensis*), para o qual se supõe um risco muito elevado (J. Mayol, com. pess. 2003).

Cyprinus carpio, *Micropterus salmoides*, *Oreochromis mossambicus* e *Oncorhynchus mykiss* estão também na lista das 100 piores espécies exóticas invasoras do Mundo. No total, cinco das oito espécies de peixes desta lista encontram-se introduzidas em, pelo menos, um dos arquipélagos considerados neste trabalho.

C. carpio afecta a vegetação aquática e a fauna que dela depende, e consome invertebrados e ovos e jovens de outras espécies de peixes (Doadrio, 2001; Hilhorst, 2002a). *Esox lucius* é um predador de todo o tipo de fauna aquática e os seus efeitos são devastadores. Outros peixes que se introduziram na Península Ibérica tornaram-se muito nefastos (Doadrio, 2001; Elvira, 2001).

2.2.3 Métodos de controlo

2.2.3.1 Captura directa

Das erradicações realizadas nas ilhas destaca-se a de *S. trutta* em Marion Island (África do Sul). Nesta ilha, as trutas foram exterminadas pescando com camaroeiros, à noite, com a ajuda de focos (Cooper, 1995).

Peixes continentais

2.2.3.2 Armadilhagem

Descrição

Incluimos aqui as artes de pesca com redes, nassas ou algo similar. Para poças pequenas parece que se pode tentar o uso de redes de levantar. Também as [tarrafas](#) e os [trasmalhos](#) podem ser úteis.

As [nassas](#) também podem utilizar-se na captura de peixes exóticos. Mushet *et al.* (1997) desenharam uma nassa que bloqueava todo um troço, graças à sua altura e às abas laterais.

As "[minnow-traps](#)" são nassas especialmente idealizadas para pequenos peixes, feitas em vidro, e que podem ser testadas para as espécies mais pequenas.

Vantagens

Em troços pequenos, poças e açudes, estes métodos podem contribuir para reduzir, senão para eliminar, as populações de peixes alóctones.

2.2.3.3 Pesca eléctrica

Descrição

A pesca eléctrica é um dos métodos mais utilizados na captura científica de peixes. Baseia-se na criação de um campo eléctrico que aturde os peixes o que permite extraí-los à mão ou com um camaroeiro (ver 3.13.2.4). O próprio campo eléctrico atrai os peixes (galvanotaxis), devido às contracções involuntárias que cria do lado mais próximo do ânodo, de modo que o peixe se vê atraído pelos impulsos (RIC, 1997).

O equipamento mais básico é formado por uma bateria e um regulador que se transportam numa mochila, e uma vara (com frequência combinada com um camaroeiro no mesmo utensílio). O instrumental eléctrico deve incluir mecanismos de segurança no caso do operador cair à água. Nas águas mais profundas ou de maior dimensão, efectua-se a pesca eléctrica a partir de uma embarcação (RIC, 1997).

A voltagem depende da condutividade da água, a qual depende, por sua vez, do conteúdo em substâncias dissolvidas, e deve regular-se para evitar danos desnecessários aos peixes. A susceptibilidade dos peixes depende do tamanho e da temperatura da água (Holliman *et al.*, 2003a). Também se devem regular a duração e a frequência do impulso. Por exemplo, alguns protocolos recomendam não ultrapassar os 1100 V de corrente contínua a uma condutividade de <100 µS/cm e os 400 V para águas com mais de 300 µS/cm de condutividade e até aos 350; em águas com maior condutividade, não se recomenda a pesca eléctrica; os pulsos não devem durar mais do que 5 ms com a frequência de 70 Hz (NMFS, 2000). A corrente alterna é muito mais perigosa e só deve usar-se em águas com muito baixa condutividade (<80µS/cm) (Holliman *et al.*, 2003b). As frequências até 60 Hz podem ser seguras para as espécies pequenas ameaçadas, se se reduz a voltagem e a duração do impulso ao mínimo necessário (Holliman *et al.*, 2003a).

A pesca eléctrica deve ser realizada com pessoal especializado, e as especificações concretas das amostragens desenhadas em cada caso, e calibradas segundo as necessidades.

Vantagens

Os exemplares capturados não sofrem danos.

Peixes continentais

2.2.3.4 Tóxicos

Descrição

A rotenona é um veneno de origem vegetal que se utiliza para eliminar diversas espécies de peixes introduzidos (Stefferd *et al.* 2002). A antimicina é um inibidor do transporte electrónico, como a rotenona, e é um produto mais específico para peixes com escamas.

Na Austrália, o tratamento com rotenona de algumas poças teve muito êxito para eliminar as gambúsias ali presentes (Anónimo, 2001; Henderson, 2002). Na Nova Zelândia usou-se a rotenona para eliminar peixes exóticos de lagos de 2 ha (Champion *et al.*, 2002). O maior tratamento com este produto foi realizado numa albufeira com 1800 ha, nos Estados Unidos da América, na qual se eliminou toda a ictiofauna para ser depois reintroduzida (Sanger & Koehn, 1997).

Também foi usada cal viva para erradicar todos os peixes, e outros seres vivos, para depois repovoar com as espécies autóctones; corre-se o risco de que possam ficar bolsas de água sem tratamento e que os peixes sobreviventes repovoem toda a massa de água (Champion *et al.*, 2002).

Nos Grandes Lagos da América do Norte, utilizam-se diversos produtos para controlar as lampreias (Applegate *et al.*, 1961; Smith *et al.*, 1974; Seelye *et al.*, 1988; Bills & Johnson, 1992; Scholefield & Seelye, 1992). A diferença biológica entre as lampreias e os peixes faz com que os produtos sejam bastante selectivos, ainda que variações pequenas no pH da água possam fazer com que determinados produtos sejam tóxicos para outros organismos ou que careçam de efectividade para as espécies alvo (Seelye *et al.*, 1988; Bills & Johnson, 1992). O impacto destes produtos sobre a fauna de invertebrados é passageiro (Gilderhus, 1979; Lieffers, 1990). Utilizaram-se estas lamprécidas para controlar, com êxito, outras espécies exóticas, sem um impacto importante nas espécies não-alvo e prévia avaliação das doses letais em laboratório (Bills *et al.*, 1992).

Vantagens

A rotenona não é tóxica para aves e mamíferos, e degrada-se rapidamente no meio (Parmenter & Fujimura, 1994; Champion *et al.*, 2002), pelo que as comunidades de invertebrados podem recuperar em pouco tempo. Pode ainda ser mais rapidamente neutralizada através da aplicação de permanganato de potássio (KMnO₄) (Maxell & Hokit, 1992), numa proporção da ordem das cinco partes de permanganato por cada três partes de rotenona, ainda que varie com as condições concretas do curso de água (Stachecki, 1998; Seelbach *et al.*, 2000). As concentrações de permanganato podem comprovar-se com um colorímetro portátil e fazer as correcções pertinentes (Parmenter & Fujimura, 1994).

O cloro, o azul de metileno, o carbono activado e a água fresca também foram citados como inibidores da acção da rotenona (Hinson, 2000), e em geral, todos os oxidantes fortes (Sanger & Koehn, 1997).

Parece que, ao contrário da rotenona, a antimicina não tem efeitos imediatos sobre os invertebrados em cursos de água de montanha (Cerreto *et al.* 2003).

Inconvenientes

Em geral, os piscicidas não são selectivos com as espécies de peixes em que actuam. Também são tóxicos para os anfíbios e para as suas larvas. Todavia, as doses letais para as larvas de anfíbios e para as tartarugas (0,1-0,580 ppm) ultrapassam muito as dos peixes (0,00165-0,665 ppm) e estão claramente para além das concentrações utilizadas habitualmente (0,5-3,0 ppm) (Maxell & Hokit, 1999). A cal viva tem efeitos deletéreos sobre toda a fauna e flora (Champion *et al.*, 2002).

Peixes continentais

A antimicina também parece ter efeitos tóxicos sobre os anfíbios (Maxell & Hokit, 1999).

A mortalidade por rotenona em répteis produz-se sobretudo nos estados larvares, e pode ser minimizada pela criação de refúgios e a aplicação de permanganato de potássio (na própria vala que forma o refúgio), que neutraliza a rotenona (Maxell & Hokit, 1999).

2.2.3.5 Narcóticos

Em amostragens científicas utilizam-se diversas substâncias que actuam como anestésicos de baixa toxicidade (MS-222, etomidato, metomidato, quinaldina, benzocaína, propilene phenoxetol, formalina), visando a recollecção de vertebrados e invertebrados aquáticos. O propilene fenoxetol pode diluir-se na proporção de 1: 1.000.000 actuado em poucos minutos e podendo libertar, numa hora, as presas do seu efeito (Lloris, 1996).

2.2.3.6 Dessecação

Em pequenos poças e ribeiros, pode secar-se um troço ou poça através do desvio ou retenção das entradas de água, drenagem ou bombagem. Com este método, na Austrália, foram suprimidas as populações incipientes de *G. holbrookei* numa poça e num pequeno pântano (Ilparpa swamp) (Henderson, 2002). A água drenada deve ser filtrada ou espalhada no solo para impedir o retorno dos peixes ou dos seus ovos. É recomendável tratar com um piscicida a água que não possa ser drenada ou bombeada (Champion *et al.*, 2002).

A dessecação total ou parcial de charcas, ou a retenção ou desvio das águas dos ribeiros pode ser uma grande ajuda para utilizar várias técnicas antes mencionadas. Deste modo facilita-se a captura através de redes ou cestos, ou reduz-se a quantidade de tóxico ou anestésico necessário para tratar esse troço.

2.2.3.7 Controlo biológico

O controlo por agentes patogénicos de *G. holbrookei* tem sido discutido (gambusia.net), mas não existe um método claro para controlar a gambúsia.

Também foi proposta a utilização de peixes diádromos (que migram entre águas salgadas e doces) em poças isoladas como *Galaxius maculatus* que predariam as gambúsias, mas que não se poderiam reproduzir sem o acesso às águas salgadas (gambusia.net). No entanto, como de facto parecem existir populações destes peixes isoladas do mar (fishbase), esta opção parece perigosa.

Para a carpa, foi considerado o *Rhabdovirus carpio* que, nas pisciculturas, afecta as carpas e também outras espécies. Pode ser potencialmente muito perigoso em determinadas circunstâncias de *stress* para os peixes, mas a sua especificidade e a capacidade de mudar de hospedeiro são questões que devem ser seriamente consideradas (Crane & Eaton, 1997).

2.2.4 Recomendações

Recomenda-se evitar todo o tipo de introduções de peixes continentais em ilhas. Na actualidade, esta é uma garantia difícil, dado que a maior parte das introduções são efectuadas por particulares. Nos casos em que o impacto seja desconhecido, dever-se-á avaliar o impacto actual da introdução dos peixes.

Nos casos em que exista um impacto nas espécies nativas dever-se-ia tentar a erradicação. Por exemplo, qualquer peixe exótico que se localize nos barrancos de Maiorca, que constituem o habitat do Sapo-parteiro-das-Baleares, deveria ser erradicado.

Peixes continentais

O uso de rotenona é muito radical, mas pode ser relevante para recuperar troços que podem ser reinvadidos e proceder depois à reintrodução de espécies nativas. Se necessário, utilizar-se-á permanganato de potássio para neutralizar o produto tóxico.

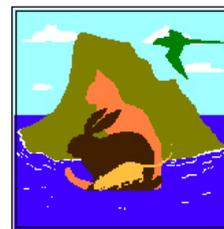
Em troços pequenos, a pesca eléctrica, ou inclusivamente a captura com camaroeiro, nassas e redes, pode ser suficiente para eliminar pequenas populações de peixes alóctones.

A bombagem, drenagem ou outros meios de reduzir a quantidade da água são úteis para utilizar qualquer dos métodos.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.3 ANFÍBIOS

2.3.1 Biologia

Bufo viridis é uma introdução antiga nas Baleares (Maiorca, Minorca e Eivissa), onde se descreveu a ssp. *balearica* e foi objecto de acções de conservação. Esta subespécie é a mesma que existe na Córsega e na Sardenha, de onde provêm, provavelmente, as populações baleárias (Muntaner, 2002). *Rana perezi* ocorre nos Açores e na Madeira, nas Baleares (salvo em Cabrera) e nas Canárias (salvo em El Hierro e em Lanzarote). *R. saharica* teria sido introduzida também na Canária Grande.

Hyla meridionalis está presente em todas as ilhas Canárias e na Madeira, e ainda em Minorca.

Rana catesbeiana já se naturalizou na Península. Esta espécie e *Bufo marinus* abundam como animais de companhia. O tamanho de *R. catesbeiana* e *B. marinus* permite-lhes predação de uma grande quantidade de vertebrados. Ambas as espécies têm poucos inimigos naturais e são muito prolíficas e adaptáveis (Urioste & Bethencourt, 2001). Os adultos de *B. marinus* emitem bufotoxinas extremamente tóxicas, que os protegem dos predadores. Os ovos e os girinos de *R. catesbeiana* também estão protegidos por substâncias repelentes.

Triturus carnifex e *T. cristatus* foram citados como introduzidos nos Açores, assim como *Salamandra salamandra* e *Pleurodeles waltl*.

Osteopilus septentrionalis foi detectado nas ilhas Canárias. Várias espécies de *Eleutherodactylus* foram introduzidas no Hawai (Kraus *et al.* 1999). Uma espécie potencialmente perigosa é *Xenopus laevis*, muito utilizado como animal de laboratório e qualificado como um dos 100 piores invasores pela IUCN. Já se encontra naturalizado em muitos locais (por exemplo, nos Estados Unidos (McCoid & Kleberg, 1995) e no Reino Unido (Measey 1998)), em alguns casos, predando espécies ameaçadas (Lafferty & Page, 1997).

Os anfíbios estão intimamente ligados à água, pelo menos num período da sua vida. Quase todas as espécies de anfíbios dependem de planos de água para depositar os seus ovos, ainda que alguns grupos transportem os ovos e outros sejam mais ou menos vivíparos, dando à luz girinos ou indivíduos já metamorfoseados. Neste caso estão algumas invasoras em climas tropicais, como o género *Eleutherodactylus*.

Em princípio, os adultos são predadores, se bem que, em função do tamanho, as suas presas possam incluir pequenos vertebrados. As larvas também podem ter uma dieta herbívora ou predadora, inclusivamente de girinos de menor dimensão.

2.3.2 Problemática

Em Minorca, *R. perezi* compete e preda o endemismo criticamente ameaçado *Alytes muletensis* (Román, 2002) e constitui a presa básica que mantém as populações de *Natrix maura*, a maior ameaça para o anfíbio endémico (J. Mayol, com pess., 2003). *O. septentrionalis* preda outros anfíbios.

Pode ainda dar-se uma sinergia entre espécies introduzidas, como ocorreu em Oregon, onde se verificou que os peixes alóctones favoreciam a Rã-touro (*R. catesbeiana*), também alóctone, ao

Anfíbios

consumir as ninfas de libélula que limitam a proliferação dos girinos (Adams *et al.*, 2003). Esta eliminou espécies de peixes autóctones em áreas em que foi introduzida (Fisher & Shaffer, 1996). Aparentemente, o impacto deve-se mais à competição entre os girinos que à predação (Kupferberg, 1997). No entanto, os hábitos predadores afectam todo o tipo de invertebrados e pequenos vertebrados, inclusivamente vários ofídios (Rosen & Schwalbe, 1995).

As bufotoxinas de *B. marinus* são frequentemente letais para os seus predadores, o que ocasiona a sua morte mas também a da fauna selvagem (McCoid & Kleberg, 1995).

Eleutherodactylus spp. causam incómodo devido aos seus cantos muito sonoros (Raloff, 2003); também se teme o seu impacto nos invertebrados nativos e nas aves que dependem deles, pelas elevadas densidades que alcançam. A espécie australiana *Limnodynastes dumerilii* é susceptível de por em perigo anfíbios autóctones na Nova Zelândia, tanto por competição como por ser portadora de *chytridiomycosis* (DoC, 2002a).

Diversas doenças, rana-vírus e *chytridiomycosis*, são transmitidas através dos anfíbios naturalizados e mantidos em cativeiro (Daszac *et al.*, 1999; Mazzoni *et al.*, 2003).

2.3.3 Métodos de controlo

2.3.3.1 Captura manual

Descrição

Nas poças ocupadas pelo Sapo-parteiro-das-Baleares (*Alytes muletensis*) em Maiorca, procedeu-se à eliminação manual dos exemplares da introduzida *Rana perezi*. As rãs de maior dimensão, as que com mais probabilidade podem preda *A. muletensis* foram capturadas cada vez que havia ocasião (Román & Mayol, 1997). A captura manual de pequenas rãs arbóreas neotropicais requer muito esforço em zonas com densidades moderadas ou altas (Campbell *et al.*, 2001). *L. dumerilii* é localizado com focos durante a noite; pode estimular-se a sua chamada com golpes secos, tais como palmas (DoC, 2002a). No caso de outras espécies podem usar-se chamamentos gravados ou chamarizes.

A colaboração da população é muito importante para espécies como *B. marinus* que podem tornar-se abundantes nos subúrbios (Land Protection, 2001d), pelo que a sensibilização do público é importante nestes casos

Vantagens

Altamente específico.

Inconvenientes

Muito trabalhoso. A busca intensiva em refúgios pode ser muito efectiva, mas de um modo geral, menos efectiva que um bom sistema de armadilhagem (Crosswhite *et al.*, 1999).

Anfíbios

2.3.3.2 Armadilhagem

Descrição

Os anuros seguem vedações de deriva quando andam em terra firme, junto às quais se podem colocar armadilhas de funil (Moller, 1994), ou melhor, armadilhas-poço (Parris, 1999; Mazerolle, 2003). Os sapos podem cair em *pitfalls* de grande dimensão (20 l), postas por baixo de uma luz que atraia os insectos (Moller, 1994). As *pitfalls* são o melhor método para capturar anfíbios, mas as rãs arborícolas podem escapar (Parris, 1999).

As relas, tais como *O. septentrionalis* ou *H. meridionalis*, são potencialmente capturáveis em tubos de PVC fixos verticalmente a troncos de árvores, de modo que neles se acumula água no interior e pode servir tanto para o seguimento como para a eliminação das capturas (Crockett *et al.* 2002).

Os girinos podem ser capturados em nassas (Negovetic *et al.*, 2001). Mushet *et al.* (1997) descrevem uma armadilha de funil suficientemente alta para abarcar toda a coluna de água e equipada com bandas ou abas laterais para conduzir tanto os adultos como os jovens e larvas de salamandra para a armadilha; esta armadilha fica suficientemente emersa para que as capturas possam sair para respirar.

2.3.3.3 Métodos químicos

Descrição

Foram tentados vários produtos para o controlo de pequenas rãs arbóreas no Hawai e o mais eficaz foi a fumigação com uma solução de cafeína em água, a 2% (Campbell *et al.*, 2001; Raloff, 2003). Este método pode ser de grande utilidade em jardins, estufas, campos de cultura ou para tratar uma planta ornamental importada.

Vantagens

A cafeína mata os gastrópodes e os anfíbios de maneira bastante selectiva (Raloff, 2003)

Inconvenientes

A cafeína pode ser tóxica para as plantas (Raloff, 2002) e, em grandes quantidades, para os animais e para as pessoas que com ela operam.

2.3.3.4 Controlo das posturas

Em muitos casos, as posturas dos anfíbios podem identificar-se ao nível da espécie. Por exemplo, www.aecos.com/CPIE/ver_06.html#40 dá chaves para as posturas de anfíbios alóctones do Hawai, incluindo *R. catesbeiana* e *B. marinus*. www.pwrc.usgs.gov/tadpole/ é uma chave de girinos dos Estados Unidos, mas inclui as espécies invasoras *R. catesbeiana* e *B. marinus*. Em www.isu.edu/~petechar/idar/amphib.pdf há ilustrações e descrições de *R. catesbeiana*. Os ovos desta rã não são, ao contrário do que se poderia pensar, especialmente grandes.

Em todo o caso, salvo nas Baleares, nas outras ilhas de Espanha e Portugal qualquer postura de anfíbio ou girino é de uma espécie alóctone. Inclusivamente naquelas ilhas, a espécie mais prioritária está muito localizada e não faz posturas, pois transporta os ovos no dorso.

Anfíbios

Na Nova Zelândia, retiram-se as posturas de *L. dumerilii* (DoCa, 2002).

Nos casos em que existam espécies autóctones de anfíbios, a diferente época de postura das diferentes espécies pode facilitar que o tratamento precoce de toda a charca sirva para controlar a espécie alvo, antes que as espécies autóctones comecem a desovar.

2.3.3.5 Drenagem de poças

Se a massa de água é pequena, é possível secá-la para eliminar facilmente posturas e girinos, Há que ter cuidado sobre onde e como se verte a água drenada, para evitar a propagação de larvas e ovos.

2.3.3.6 Fumigação com água quente

Comprovou-se que a fumigação de invernadouros com água a 46,5° durante 3 minutos é eficaz para eliminar as rãs e qualquer outro animal, excepto as formigas, sem danificar significativamente as plantas, excepto as orquídeas (Raloff, 2003). Estes métodos só são úteis em invernadouros de pequena dimensão, mas podem evitar a expansão de espécies exóticas.

2.3.4 Recomendações

Recomenda-se controlar tanto a venda como a detenção de anfíbios. Os proprietários e os depositários de anfíbios exóticos em cativeiro devem ser consciencializados do alcance que a ocorrência de um derramamento ou uma fuga destas espécies pode ter para o meio. Em particular, deve evitar-se a sua detenção em tanques e outras instalações abertas.

A presença de *R. catesbeiana* e *B. marinus* é totalmente indesejável em qualquer localidade fora da sua área original. Deve impedir-se a sua venda e detenção. Deve difundir-se suficientemente a informação necessária para a sua identificação no campo para que seja eliminado precocemente de qualquer tentativa de naturalização. Deveria impedir-se a ranicultura em Maiorca e em lugares onde se possam contaminar os ribeiros onde se encontra *A. muletensis* com algum agente patogénico dos anfíbios.

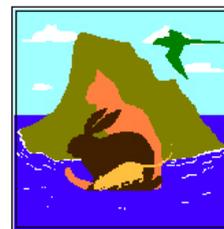
Os métodos de eliminação devem ser vários e complementares. As posturas podem ser mais fáceis de eliminar que os adultos. Também se pode proceder à dessecação de charcos e poças para eliminar os girinos e usar tóxicos de rápida degradação, como a rotenona, nos lugares e circunstâncias onde outro método não seja aplicável.

Os métodos mais leves, como o uso de água quente para o tratamento de uma planta importada devem também ser tidos em conta. As plantas importadas devem ser objecto de inspecção meticulosa em busca de anfíbios arborícolas.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.4 QUELÓNIOS

2.4.1 *Biologia*

Em Maiorca e Formentera, há populações de *Testudo graeca*, e em Maiorca e Minorca, de *T. hermanni* e de *Emis orbicularis*. Estas três espécies resultam, provavelmente, de introduções muito antigas.

Trachemys scripta tem sido introduzida em todo o Mundo; na nossa área de estudo, encontra-se naturalizada em Tenerife, Canária Grande, Maiorca e Minorca. Na Canária Grande também se observaram fugas de *Macrolemys temmincki* e muitas outras espécies dos géneros *Graptemys*, *Chrysemys*, *Pelomedusa*, *Pseudemys*, *Pelodiscus*, ... ocorreram em diversas localidades peninsulares. Nas Baleares também se registaram fugas destas tartarugas exóticas, se bem que não se tenha um registo (J. Mayol, com. pess., 2003).

Todos os cágados têm o hábito de tomar Sol nos objectos que sobressaem da água, ou flutuando à tona de água.

T. scripta é capaz de escavar os seus ninhos em solos muito mais duros do que os que utilizam os cágados autóctones da Península, pelo que são menos sensíveis à predação (Marco *et al.* 2003).

2.4.2 *Problemática*

As espécies de *Testudo* não têm, possivelmente, impacto comprovado nas regiões onde foram introduzidas. Os exemplares libertados de cativeiro podem transmitir doenças às populações selvagens.

T. scripta compete, de certo modo, com os cágados autóctones da Península, tanto directamente pelos locais de insolação e de refúgio, como indirectamente por competição aparente (v. 1.3) (Pleguezuelos, 2002; Marco *et al.*, 2003). É um vector de salmonelose.

2.4.3 *Métodos de controlo*

2.4.3.1 *Captura directa*

Descrição

Pode estimular-se a recolha de cágados exóticos por parte do público em geral e transferidos para centros de recuperação onde possam ser recuperados ou sacrificados (Orueta & Aranda, 2001).

O método de eutanásia mais humano é, aparentemente, a congelação (Boonman, 1998).

Quelónios

2.4.3.2 Armadilhagem

Descrição

Os cágados podem capturar-se em armadilhas flutuantes, às quais os animais sobem para apanhar Sol. Existem vários sistemas (Davis, 1994; Fowler & Avery, 1994) mas, basicamente, tratam-se de caixas de malha com o extremo superior aberto, que flutuam na superfície; podem incluir uma plataforma central para o isco, uma tabela basculante ou, simplesmente, com o borde interior forrado para torná-lo escorregadio.

Outro tipo de armadilhas que se baseiam no princípio da nassa (entrada em funil), estão submersas e devem iscar-se para atrair os cágados. Podem ser de malha ou de madeira tratada (Davis, 1994; Fowler & Avery, 1994). Se não se garante que a parte superior fique acima da superfície, são letais e não selectivas.

Vantagens

As armadilhas flutuantes permitem libertar os cágados autóctones se se revisitam com frequência.

Inconvenientes

As armadilhas submersas são letais ao não permitirem sair e respirar, e podem capturar outras espécies não-alvo. Devem dispor-se sempre de forma que fique espaço para que as capturas possam respirar ar livre.

2.4.4 Recomendações

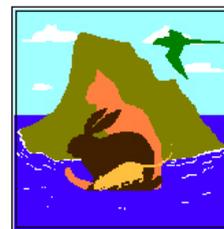
Recomenda-se utilizar qualquer método de captura em vivo: captura manual (ocasional ou organizada), armadilhas flutuantes, cestos, etc. Não devem utilizar-se métodos que produzam capturas debaixo de água se não se recuperam imediatamente, para evitar mortes acidentais de espécies autóctones.

Nos centro de acolhimento devem manter-se exemplares para a sensibilização e informação pública, mas será gerido o número excedentário para evitar problemas de sobrepopulação.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.5 SÁURIOS

2.5.1 Biologia

Tarentola mauritanica está naturalizada na Madeira, na Canária Grande, em Tenerife e em todas as Baleares. *Hemidactylus turcicus* foi introduzida nas maiores ilhas das Canárias e das Baleares. *Lacerta perspicillata* naturalizou-se em Minorca. *Lacerta dugesii*, endémica da Madeira, foi introduzida nos Açores. Em Maiorca, também se introduziram *Podarcis sicula*, *Lacerta viridis* e *Psammodromus hispanicus* e existem observações de outras espécies exóticas em liberdade (J. Mayol, com. pess., 2003). O endemismo da Canária Grande *Gallotia stehlini* foi acidentalmente introduzido em La Palma (Medina, 2003).

Dado o aumento da popularidade destes répteis como animais de terrário, não é estranho que apareçam espécies de origem mais longínqua. Assim, várias espécies de *Anolis* e de outros lagartos foram assinaladas nas ilhas Canárias, procedentes de fugas, mas sem populações naturalizadas. *Iguana iguana* reproduz-se numa localidade de Tenerife.

2.5.2 Problemática

As espécies ditadas nas ilhas que nos ocupam podem ter um impacto negativo nos invertebrados e os répteis autóctones.

Concretamente, *G. stehlini* compete agressivamente com o seu congénere endémico de La Palma, *G. galloti* (Medina, 2003).

As iguanas, ainda que sejam principalmente herbívoras, predam também os ninhos das aves (Krysko *et al.*, 2003).

2.5.3 Métodos de controlo

2.5.3.1 Captura à mão

Os lagartos podem capturar-se à mão, utilizando um laço no extremo de uma vara, método que resulta muito eficaz, especialmente para algumas espécies (Franz *et al.* 1993; Boone, *em prep.*). É um dos métodos mais habituais para capturar sáurios para estudos de índole diversa (p.ex.. Cooper *et al.* 2002; López & Martín, 2002).

Também se podem caçar com uma zarabatana usando um projectil de cortiça ou similar (Krysko *et al.*, 2003).

2.5.3.2 Armadilhagem

Descrição

As armadilhas-poço são muito utilizadas para capturar lagartos (Corn & Bury, 1990; Fisher *et al.*, 2002).

Sáurios

Utilizaram-se tapetes de laços para capturar iguanas exóticas na Flórida (Krysko *et al.*, 2003).

A eutanásia dos répteis alvo pode fazer-se por injeção letal ou golpe na cabeça. Se o animal está inconsciente, pode proceder-se ao sangramento, destruição do cérebro através de um arame ou similar, ou mediante congelação durante vários dias, o que é mais adequado (Boonman, 1998). Para questões de eutanásia, ver Close *et al.* (1996).

2.5.3.3 Tiro

Os lagartos guardam, geralmente, uma distância de segurança a que se mantêm imóveis. A essa distância, pode atirar-se-lhes com uma carabina de ar comprimido, ou uma físga, uma vez que tenha sido correctamente identificado como a espécie alvo. Usam-se também borrachas com elástico que, lançadas com destreza, golpeiam ou aturdem o animal (Franz *et al.*, 1993), ainda que possam causar-lhes lesões mais graves (E. Civantos, com. pess., 2003).

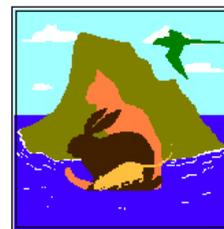
2.5.4 Recomendações

Recomenda-se evitar novas introduções de lacertídeos nas ilhas que nos ocupam. Quanto antes, dever-se-á conhecer se existe algum impacto por parte das espécies já naturalizadas, em particular as espécies próximas das introduzidas. Em caso de necessidade, utilizam-se os métodos mencionados, atendendo sempre a que se devem evitar danos nas espécies nativas.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.6 OFÍDIOS

2.6.1 Biologia

As serpentes têm uma relação ambígua com o Homem. Assim como algumas civilizações as incomodaram e perseguiram irracionalmente, algumas culturas apreciaram muito certas espécies para a eliminação de roedores. Seguramente que por isso foram transportadas, desde a Antiguidade, para o Mediterrâneo. Recentemente, algumas espécies continuam a viajar como clandestinos em barcos e aviões, como veremos no caso de *Boiga irregularis*. A terrarofilia ocasionou a proliferação de todo o tipo de répteis em cativeiro que, em certas ocasiões, são libertados ou fogem.

Em tempos antigos, *Natrix maura* foi introduzida em Maiorca e Minorca. *Macropotodon cucullatus* é uma espécie relativamente antropófila, o que fez com que tenha sido transportada pelo Homem desde o princípio da navegação pelo Mediterrâneo. As populações das Baleares parecem resultar da introdução, no século II, de indivíduos procedentes de populações argelinas. *Elaphe scalaris* é um endemismo ibérico que também está presente nas ilhas galegas de Ons e Arousa, possivelmente de forma natural, e que foi introduzido em Minorca em tempos pré-históricos. *Coluber hippocrepis* foi introduzida pelo Homem em várias ilhas do Mediterrâneo (Pleguezuelos & Feriche, 2002), algumas bastante afastadas, e tem uma população muito reduzida na ilha do Congresso (Chafarinas), onde é verosímil que tenha chegado naturalmente.

Como introduções mais recentes, podemos citar várias espécies de *Python* que se localizam nas Ilhas Canárias e nas Baleares, procedentes de fugas não naturalizadas, quer dizer, que não apresentam (ainda) populações reprodutoras. As cobras do género *Elaphe*, como *E. guttata* e *E. schrencki*, populares em terrários, parecem especialmente propensas a escapar do cativeiro, até em grupos, e podem sobreviver vários anos em liberdade (Gillissen, 1998). De facto, um exemplar isolado de *E. guttata* foi detectado nas Canárias. Na mesma situação está uma captura esporádica da mencionada *N. maura*.

Boiga irregularis iniciou o seu percurso como espécie introduzida ao chegar a Guam, depois da Segunda Guerra Mundial, em transportes de militares provenientes da Nova Guiné. A parti dali, começou a ser detectada em todo o Mundo, através dos carregamentos militares americanos e, inclusivamente, nos trens de aterragem dos aviões. Esta espécie foi detectada numa base militar na Península Ibérica, num carregamento vindo de Guam. O mesmo pode ocorrer noutros locais, como as ilhas dos Açores, com quartelamentos militares americanos. A serpente *Trimeresurus flavoviridis*, o Habu, é uma invasora nativa de algumas ilhas do Japão, onde causa numerosos ataques a pessoas.

Com um grupo de espécies tão amplo, as características biológicas são bastante diversas. Ainda que grande parte dos ofídios seja ovíparo, algumas espécies de colubrídeos, e numerosos boídeos e viperídeos são ovovivíparos (parem as suas crias vivas). Algumas espécies, como *N. maura*, têm dois ciclos anuais. Os períodos de incubação das espécies ovíparas dependem da temperatura ambiente. Como noutros répteis, muitos ofídios podem entrar em hibernação, mas a mesma espécie pode apresentar ou não letargia invernal em função das condições ambientais.

Ofídios

2.6.2 Problemática

Em Maiorca, *N. maura* predadora o Sapo-parteiro-das-Baleares (*Alytes muletensis*), espécie criticamente ameaçada (Criado & Mejías, 1990). A extinção pré-histórica de *Podarcis lilfordi* em Maiorca e Minorca atribui-se a *Macroprotodon cucullatus*, ainda que outras espécies introduzidas (*Mustela nivalis*, *Felis catus*) tenham contribuído (J. Mayol, com. pess., 2003).

Boiga irregularis é uma das espécies que mais extinções ocasionou nos últimos anos nas ilhas do Pacífico (Fritts, 1998). Em Guam, em poucas décadas, exterminou metade das 18 espécies nativas sedentárias que viviam na ilha, e reduziu o resto a populações exíguas; para além disso, em parte por sua causa, desapareceram 5 espécies de lagartos e duas ou 3 espécies de morcegos (Rodda *et al.*, 1997). É responsável pelo desaparecimento de duas das 4 aves pelágicas que existiam na ilha (Rodda *et al.*, 1999c). Segundo parece, as características reprodutivas e tróficas desta cobra no seu ambiente original não são extraordinárias e são comuns a outras espécies; estas não são invasivas mas podem tornar-se quando trasladadas, pelo que é particularmente importante evitar as introduções de serpentes nas ilhas (Rodda *et al.*, 1997).

2.6.3 Métodos de controlo

O maior esforço que se realizou para controlar um ofídio foi com *B. irregularis* em diversos locais. Esta espécie não se encontra na área abarcada por este manual e também tem particularidades que fazem com que os métodos não sejam totalmente aplicáveis. No entanto, descrevem-se com um certo detalhe as acções empreendidas contra ela, como exemplos de técnicas diversas usadas na luta contra os ofídios introduzidos. As técnicas utilizadas em Guam são uma combinação de cercas à prova desta serpente e armadilhagem das mesmas (Rodda *et al.*, 1999a; 2002).

2.6.3.1 Captura manual

A captura manual de *N. maura* foi levada a cabo em poças habitadas por *A. muletensis* (Román & Mayol, 1997). Esta actividade deveria complementar a captura com armadilhas, sobretudo quando se pretenda a eliminação das serpentes de um cercado de exclusão (Rodda *et al.*, 1999a).

Também se podem capturar ofídios com laço na extremidade de uma cana, ainda que esse sistema seja mais útil para sáurios (Franz *et al.*, 1993; Boone, em prep.). No caso de *B. irregularis*, podem-se localizar as serpentes durante a noite, nas ramas das árvores, com a ajuda de um foco e com uma forquilha na extremidade de uma vara; apanha-se a serpente entre os dentes da forquilha e enrola-se “como um esparguete”; a serpente tende a enroscar-se ainda mais (Engeman, 1998). Ganchos e pinças no extremo da vara também são úteis como mecanismos de sujeição para manejar ofídios.

B. irregularis é capturada com muita frequência nos cercados de exclusão de zonas de embarque de Guam, destinadas a impedir a saída desta serpente nos carregamentos; a maior parte das capturas desta espécie realizam-se no terço superior da malha de torção simples e nas saliências de arame farpado (Engeman *et al.*, 1999). Considera-se também um bom método para detectar populações incipientes (Engeman *et al.*, 1998b), e apesar de menos eficaz que a armadilhagem, a sua eficácia mantém-se ao longo do tempo enquanto que a da armadilhagem vai decrescendo (Engeman & Vice, 2001).

Ofídios

2.6.3.2 Armadilhagem

Descrição

As armadilhas tipo-funil são mais eficazes que as *pitfall* para capturar ofídios (Greenberg *et al.*, 1994; Crosswhite *et al.*, 1999), ainda que, pelo menos com algumas espécies, estas armadilhas pareçam pouco efectivas para os ofídios menores que 80 cm (LRC) (Rodda *et al.*, 2002). Com *B. irregularis* utilizaram-se este tipo de armadilhas, com frequência associadas às vedações de exclusão, com taxas de captura análogas a das armadilhas colocadas na orla do bosque (Engeman & Vice, 2000). Também se podem usar nassas semi-emersas para capturar cobras-de-água (Ford & Ford, 2002). Estas nassas devem possuir abas laterais e ser suficientemente profundas para abarcar todo o troço ou poça; podem efectuar-se batidas para conduzir as cobras até às nassas.

Em Guam, foram experimentadas tanto nassas totalmente metálicas (a maior parte dos modelos) como com um tubo plástico duro com uma entrada em funil de malha metálica (Fritts *et al.*, 1989; Rodda *et al.*, 1999a). As portinholas de tela metálica ou de chapa perfurada de alumínio melhoram a armadilha ao impedir fugas; alguns modelos bloqueiam mais do que outros, pelo que se desenhou um que evitava que o eixo da portinhola se movesse (Linnell *et al.*, 1996).

As armadilhas de funil também se utilizaram com outras serpentes (Howard, 1994; TWDMS, 1998h). As vedações de intersecção são muito úteis para um grande número de espécies (Byford, 1994; Howard, 1994) mas não o são para *B. irregularis* (Rodda *et al.*, 1999a), devido aos seus hábitos arborícolas.

B. irregularis é reticente a entrar nas armadilhas com uma entrada visualmente obstruída, mas podem escapar facilmente se não existe uma barreira que lhes impeça a saída. As fugas podem reduzir-se até 50% se as armadilhas contêm um tubo que sirva de refúgio e se elimina a possibilidade de fuga se se incorpora no interior uma armadilha adesiva. No entanto, as superfícies adesivas perdem eficácia e devem ser substituídas enquanto que as portinholas não necessitam de manutenção. É conveniente desenhar especificamente as portinholas, já que podem fazer uma diferença substancial no tempo utilizado a entrar nas armadilhas, em função do desenho (Rodda *et al.*, 1999a).

Dois tipos de armadilhas usadas normalmente com roedores, as armadilhas de ferros sem isco e as armadilhas adesivas, são úteis com *B. irregularis* (Rodda *et al.*, 1999a). Também se sugeriram armadilhas-caixa iscadas (Bateman, 1988). As armadilhas adesivas podem ser úteis em interiores (TWDMS, 1998h), em edifícios onde se comprovem existir equipamentos ou carregamentos suspeitos. As armadilhas colocam-se à altura do peito, penduradas de ramos ou de vedações de exclusão. A melhor estratégia para eliminar *B. irregularis* de pequenas manchas do bosque é a armadilhagem intensiva de áreas de vários hectares, tanto no interior das parcelas como no seu perímetro (Engeman *et al.*, 1998a). A armadilhagem periférica também pode ser muito eficaz (Engeman & Linnell, 1998; Engeman *et al.*, 1998b;d; Engeman & Vice, 2000) inclusivamente em parcelas relativamente grandes, até 18 ha (Engeman *et al.*, 2000).

A eutanásia dos répteis pode fazer-se por injeção letal, golpe na cabeça, congelação, ... (Boonman, 1998).

Inconvenientes

As populações incipientes, ao não esgotarem as suas presas, podem ser menos susceptíveis à armadilhagem (Rodda *et al.* 2002)

Ofídios

2.6.3.3 Iscos e atractivos

As presas vivas e os ovos podem ser iscos válidos para os ofídios de um modo geral (Bateman, 1988).

Apesar dos primeiros ensaios de atractivos derivados dos odores das presas não terem parecido muito eficazes com *B. irregularis* (Chiszar *et al.*, 1988), outras espécies respondem bem ao odor e à saliva dos roedores (Chiszar *et al.*, 1997), o que o faz um isco potencial. Vários iscos usados para carnívoros, como o SFE ou outros baseados em almiscar, também se tornam atractivos para esta espécie, assim como o odor a sangue fresco (Chiszar *et al.*, 1995). Também se testaram com êxito as feromonas das fêmeas, já que os machos se aproximam das fêmeas por causa dessas substâncias (Mason, 1999). Assinala-se que os ensaios de laboratório mostraram resultados muito mais importantes que as suas repetições no terreno (Chiszar *et al.*, 1995).

No caso de *B. irregularis*, os iscos vivos têm dado melhor resultado que sómente os odores, e as bandas odoríferas nas entradas das armadilhas não parecem incrementar as capturas (Rodda *et al.*, 1992). Normalmente, usam-se ratos vivos numa caixa protectora dentro da armadilha (Engeman & Linnell, 1998). Com efeito, os ratos são as presas vivas que permitiram mais capturas/armadilha-noitena experiência de Guam. Os ratos davam 24% de capturas, as codornizes 6%, as osgas 3% e os excrementos de galinha apenas 1%; no entanto, as osgas são necessárias para capturar imaturos que não são atraídos por ratos (Rodda *et al.*, 1999b).

Dado que *B. irregularis* também se sente atraída pela carne putrefacta, em particular os imaturos (Savarie *et al.*, 2001), tentaram-se desenvolver atractivos baseados nos odores, mas sem muito êxito, já que esse é difícil de reproduzir. As investigações tentam replicar o odor a carne putrefacta através de reagentes baseados nas bactérias responsáveis pela decomposição (Jojola-Elverum *et al.* 2001).

2.6.3.4 Tiro

Descrição

O tiro com carabina, arma de ar comprimido ou espingarda pode ser útil para algumas espécies, em controlos pontuais (Byford, 1994; Howard, 1994; TWDMS, 1998h).

Inconvenientes

Só pode ser usado como método complementar, em particular com populações grandes. Nas espécies aquáticas, o tiro é muito complicado (refracção da luz, ressalto de projecteis).

2.6.3.5 Exclusão

Descrição

A exclusão tem várias finalidades: impedir o acesso a zonas de acesso livres para elas, isolar zonas para proceder à erradicação, conduzir as serpentes para armadilhas ou impedir a sua chegada a portos e aeroportos.

No caso da Serpente-arborícola-café (*Boiga irregularis*) concebem-se armadilhas que favorecem a sua captura quando por elas trepam. Para isso, deve eliminar-se a vegetação envolvente (Engeman *et al.* 1997). Foram usadas vedações de 1-1,5 m de altura, com uma malha inferior a 8 mm, para criar parcelas onde as serpentes são eliminadas (Rodda & Fritts, 1991). As vedações

Ofídios

electrificadas constituídas por 5 cabos com uma corrente alterna de 5kV, podem ser utilizadas com o fim de impedir o acesso à vedação a partir desse lado (Rodda *et al.*, 1999a). Campbell (1999) define que o método com mais êxito para excluir *B. irregularis* é uma vedação com 110 cm de altura. Com malha de *nylon* de 7,5 mm e 5 arames electricados (até uma voltagem de 3,7 kV); as serpentes com mais de 135 cm (LRC) podem escapar de todos os modelos experimentados, mas indivíduos assim grandes não são habituais. Alguns dos modelos experimentados tinham o problema de que as serpentes morriam electrocutadas e provocavam curtos-circuitos, e os materiais mais elásticos permitiam a passagem dos exemplares mais pequenos por furos de apenas 5 mm (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999).

O método mais efectivo para controlar o Habu no Japão consiste em vedações de *nylon* de 9 mm de malha e de 70 cm de altura, inclinados 60° (Nishimura, 1999).

Foram realizados vedações semelhantes para outras espécies, consistentes na malha, com 90-100 cm de altura, com uma saliência de 30 cm e uma malha de 6 mm, enterrada 15 cm e inclinada 6° para o lado da exclusão (Byford, 1994; Howard, 1994; TWDMS, 1998h). Estes métodos não se aplicam para *B. irregularis* que trepa muito bem (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999).

Perry *et al.*(1998) descrevem diversos tipos de cercados destinados a evitar a entrada de serpentes nas áreas de segurança, mas permitindo a saída de qualquer serpente que tenha conseguido entrar. Nas barreiras temporais, a estrutura básica é uma vedação de 115 cm de altura, inclinada 60°, construída em rede de 8,7 x 9,2 mm de malha ou malha de ensombrar, com distintos tipos de sujeição aos postes. Todas superam em 90% a eficácia e algumas chegam aos 100%. Se têm 130 cm, aumenta-se a sua eficácia mas, em Guam, o vento é um factor limitante. Entre as barreiras permanentes, os muretes de obra, lisos, de pelo menos 15 cm com ou sem banda electricada metálica, de 5 cm, e rematados com uma saliência de 20 cm, são uma opção. Outra estrutura está prevista para encostar a vedações preexistentes de arame de torção simples e consistem em malhas de 120 cm de largo, com uma malha de 6 mm e um arqueamento de 15 cm de raio na parte superior. Com um êxito próximo dos 100%, também foram ensaiados cercados de lâminas de vinil de 115 a 152 cm e vários tipos de redes (poliestireno, *nylon*, com malha variável entre 6x6,5 mm y 5,5x24,5 mm) com um reforço de 3 a 5 arames electricados. Em resumo, as barreiras tinham 3 características passivas comuns (lisura, altura e prumada) e uma opcional e activa, a electricação. A eleição do método deveria depender das necessidades concretas.

Em relação a este assunto, deve considerar-se a prevenção nos carregamentos susceptíveis de transportar serpentes. Nos lugares de chegada, devem realizar-se fumigações nos contentores e meios de transporte. Nos locais de carga e descarga, deve modificar-se o habitat para impedir o estabelecimento de serpentes, através da eliminação de refúgios e de roedores, e a criação de barreiras para impedir a saída das serpentes do recinto de inspecção (TWDMS, 1998h; Campbell *et al.*, 1999).

Inconvenientes

O custo dos cercados é elevado. Em recintos que, em todo o caso, estão fechados, tais como portos e aeroportos, deve realizar-se uma vigilância na periferia.

2.6.3.6 Tóxicos

Descrição

A prevenção da introdução de répteis implica também a fumigação dos carregamento suspeitos. Os produtos recomendados para isso são numerosos (Savarie *et al.*, 1991; McCoid *et al.*, 1993; Savarie & Brugges, 1999). Fosfato de magnésio ou alumínio, cianeto de cálcio, bissulfato de

Ofídios

carbono, formaldeído, tetracloroetano, brometo de metilo, ... são potencialmente utilizáveis para a fumigação de carregamentos não alimentares (Savarie *et al.*, 1991). Alguns anti-coagulantes demonstraram ser letais por ingestão para *B. irregularis*, apesar de não causarem hemorragias, assim como vários piretroides e, pelo menos um carbamato ao contacto por via cutânea (Brooks *et al.*, 1998a; b; c). Quando as serpentes se encontram semi-protegidas no contentor, pelo menos os piretroides falham bastante (Brooks *et al.*, 1998c).

O acetaminofeno (paracetamol) foi colocado dentro de ratos mortos recém-nascidos para controlar a *B. irregularis* com um êxito notável, e o seu potencial para combinar-se com a sebe é considerável. Os iscos situam-se a certa altura ou em tubos de PVC para impedir o acesso de outros necrófagos (Savarie *et al.*, 2001).

Inconvenientes

Como com todos os tóxicos, existe sempre um risco de envenenamento secundário (por ingestão de um animal envenenado) ou colateral (por ingestão do isco), o que no caso de Guam é especialmente importante pela presença de um corvídeo (*Corvus kurayi*) altamente ameaçado por *B. irregularis* que podia ser afectado pelo consumo de carne morta. A rotenona é o menos perigoso dos produtos para os quais está avaliado este risco (para além das piretrinas e propoxur). Propoxur coloca menos problemas para os mamíferos, mas não para as aves. Com os 3 produtos, a aplicação dérmica gera mais riscos de intoxicação secundária que a aplicação oral (Johnston *et al.*, 2001b).

No caso em que se usam para fumigar contentores, os riscos são relativos à manipulação deste tipo de produtos num ambiente artificial e deve ter-se atenção à gestão dos resíduos.

2.6.3.7 Cães

Descrição

Os cães podem ser usados para supervisionar sistematicamente os carregamentos e os equipamentos, tanto para impedir a entrada como a saída de serpentes (Engeman *et al.*, 1998b; c). Os cães treinados encontram 80% das serpentes (Engeman *et al.*, 1998b; 1998e).

2.6.4 Recomendações

Em todos os casos, a prevenção é fundamental, sobretudo quando se trata de predadores eficazes e capazes de devastar as comunidades faunísticas de uma ilha. O comércio e a detenção de ofídios deveria regulamentar-se e vigiar-se. Deve fornecer-se suficiente informação ao público para evitar fugas ou libertações intencionais.

Quanto à Serpente-arborícola-café, todos os locais onde seja verosímil a chegada de carregamentos procedentes de Guam ou da área nativa da espécie, deveriam ter medidas de prevenção. As bases militares são um ponto crítico para a introdução desta espécie.

Idealmente, podem desenhar-se nassas com uma malha suficientemente grande que permita a saída dos girinos mais pequenos de *A. muletensis*, mas suficientemente pequena para impedir a saída de *N. maura*. Esta espécie deve controlar-se com urgência em todas as localidades onde possa preda *A. muletensis*, mesmo que esporadicamente.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.7 GALIFORMES

2.7.1 Biologia

Numerosas espécies de caça menor pertencem à ordem Galliformes. Desde tempos antigos, estas têm sido objecto de translocações e introduções.

Nas Canárias existem populações de *Alectoris barbara* em várias ilhas, cuja origem é incerta mas cuja expansão pelo arquipélago tem sido fomentada. *A. rufa* também foi introduzida nas Canárias, Açores e Madeira e *Phasianus colchicus* também foi objecto de largadas para batidas cinegéticas. Este último encontra-se naturalizado em Maiorca e em Eivissa. *Meleagris gallopavo* introduzido na Canária Grande e *Numida meleagris* em Tenerife são o resultado da sua criação em liberdade. Em algumas ilhas costeiras ibéricas existem populações assilvestradas de galiformes, como as galinhas (*Gallus gallus*) e pavões reais (*Pavo cristatus*) que se encontravam naturalizados na ilha de Benidorme; também se introduziram espécies de caça, pelo menos em mais uma ilha, a ilha do Barão, em Múrcia.

Coturnix japonica é a espécie utilizada nas quintas de criação de codornizes e utiliza-se para fazer batidas de caça ou para treinar cães. Alguns exemplares não abatidos podem sobreviver na Natureza. Para além disso, parece que embora tenham muitas gerações anteriores em cativeiro, conservam hábitos migratórios, o que contribui para a sua expansão (Amori *et al.*, 1997).

As alospécies mediterrâneas do género *Alectoris* hibridam naturalmente nas zonas de simpatria (Blondel, 1995). Deste modo, é comum que as espécies criadas para repovoamentos hibridem com as perdizes autóctones.

2.7.2 Problemática

A hibridação entre várias espécies de faisânídeos é frequente dentro do mesmo género, mas essa característica faz com que se produzam introgressões genéticas nas populações nativas e, por conseguinte, perda do património genético. As largadas de *Coturnix japonica* para concursos e entretenimento de cães ocasionam a hibridação com as codornizes autóctones (Puigcerver *et al.*, 1999; Andreotti *et al.*, 2001) e a consequente perda do património genético. Aparentemente, as fêmeas de *C. japonica* atraem mais os machos de *C. coturnix*.

As introduções das diferentes espécies europeias de *Alectoris* ocasionam o mesmo problema de introgressão genética por hibridação (Andreotti *et al.*, 2001).

Também o uso de aves não autóctones é uma ameaça importante, senão a principal, para diferentes subespécies de *Perdix perdix* no continente europeu (Lucio *et al.*, 1992; Palumbo & Gallo-Orsi, 2002).

Em locais onde não existam espécies próximas de galiformes, o impacto reduz-se ao consumo de invertebrados e sementes, e à possível competição com outras espécies. Pode verificar-se um certo impacto negativo sobre a agricultura, mas o seu aproveitamento cinegético é considerado uma compensação.

Galiformes

Nas ilhas pequenas onde a densidade pode ser grande, verifica-se um impacto importante sobre o solo, como sucedeu na ilha de Benidorme com as galinhas e os pavões reais assilvestrados (E. Mínguez, com. pers, 2003).

2.7.3 Métodos de controlo

2.7.3.1 Captura selectiva

As codornizes exóticas podem ser reconhecidas pelo canto, o que permite localizá-las e capturá-las através de diversos métodos (tiro, redes, etc.)

No caso de algumas aves, a captura pode realizar-se à mão, com a ajuda de redes e redes de mão, como se fez em Benidorme com as galinhas e os pavões reais (E. Mínguez, com. pess, 2003).

2.7.4 Recomendações

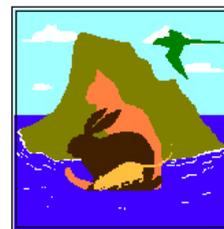
É demasiado tarde para remediar a contaminação genética das espécies nativas de galiformes, mas pode tentar diminuir-se o seu impacto. Deve investigar-se com maior profundidade a forma de distinguir as populações autóctones de exóticas de híbridos, para proceder à eliminação mais efectiva possível e ao fomento das espécies autóctones.

Recomenda-se a sensibilização dos sectores implicados (sociedades de caçadores e autoridades cinegéticas) sobre a importância das largadas de galiformes exóticos.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.8 GAIVOTA-DE-PATAS-AMARELAS

2.8.1 Biologia

Embora as aves marinhas não tenham sido objecto de introduções, algumas espécies como *Larus cachinnans*, *L. ridibundus* ou, em menor escala, *L. fuscus*, são espécies antropófilas que aumentaram muito as suas populações nos últimos anos. A grande disponibilidade trófica dos vertebrados da qual depende a sua alimentação é o principal factor de incremento (Bosch *et al.*, 1994). Nas Baleares, entre 1983 e 1988, a população de *L. cachinnans* aumentou de 7700 para 13500 casais (Mayol, 1988), se bem que o incremento populacional já se notava desde os anos 60, coincidindo com a massificação do turismo e o aumento dos resíduos (Mayol & Muntaner, 1985). Nas Canárias, o aumento de *L. cachinnans* foi espectacular, pelo menos localmente (Rodríguez-Luengo, 2000). Nos Açores e na Madeira também estão a aumentar.

L. cachinnans põe 2 a 3 ovos que incuba durante 28 a 31 dias. Embora no início do período de reprodução varie com os locais, começa em meados de Março; para além disso, existe um desfasamento importante, inclusivamente dentro da mesma colónia. Os juvenis voam a partir das 5 ou 6 semanas. As colónias são bastante frouxas, ao contrário das de outras gaivotas.

2.8.2 Problemática

Quando ocorrem em grande número, as gaivotas podem ser prejudiciais para as espécies ameaçadas com as quais competem ou sobre as quais são predadoras. Nalguns locais verificou-se um incremento de outras populações depois do controlo das gaivotas (Harris & Wanless, 1997), embora noutros casos, o impacto da competição, da predação e o cleptoparasitismo parecesse sustentável ou pouco relevante (Oro & Martínez-Vilalta, 1994; González-Solis *et al.*, 1997). Isto não se verifica com as aves marinhas mais pequenas, como *Hydrobates pelagicus*, que podem sofrer níveis altos de predação, tanto os juvenis como os adultos (E. Mínguez, com. pess, 2003).

Relativamente ao Homem, as grandes concentrações de gaivotas (como de outras aves) são perigosas para a aviação, a agricultura, a saúde e outros interesses humanos (Cleary & Dolbeer, 1999; Solman, 1994; Muntaner, 2003). O aumento da produção de guano pode alterar as comunidades vegetais e favorecer as plantas nitrófilas e ruderais em detrimento das comunidades mais maduras e interessantes (Vidal *et al.* 1998a).

Como em tantas outras espécies, é necessária uma avaliação prévia das necessidades de actuação e das acções a desenvolver. As gaivotas são espécies autóctones muito vinculadas às actividades humanas, e o seu aumento espectacular nos últimos anos deve-se a essa sua característica. Não devem tomar-se medidas isoladas sem considerar, em primeiro lugar, a persistência da fonte de alimento principal que potencia esse forte incremento demográfico (má gestão dos resíduos domésticos, sobreexploração dos recursos marinhos, ...) e em segundo lugar, os efeitos a nível da metapopulação (emigração e imigração).

É conveniente avaliar localmente a necessidade real de controlar as populações de gaivota, já que com frequência são poucos os exemplares que levantam um problema de conservação e não se justifica o custo de controlar toda a população (Oro *in litt.*, 1999). Uma análise detalhada da situação de *L. cachinnans* no Mediterrâneo deu como resultado que esta espécie só é muito abundante à escala local (Vidal *et al.* 1998b). Dadas as dimensões das metapopulações das espécies

Gaiivota-de-patas-amarelas

de gaiivotas, a sua eliminação só tem um efeito local e temporal, pelo que é mais rentável centrar o controlo sobre as fontes de alimentação e a limitação dos acessos a locais de conflito (Sol, 1998).

A gestão eficaz só pode alcançar-se se se actuar ao nível da metapopulação, controlando as fontes de alimento, considerando os efeitos de fonte-sumidouro. Determinadas actuações locais têm um efeito a médio e a longo prazo, gerando conflitos noutras locais.

2.8.3 Métodos de controlo

2.8.3.1 Introdução de predadores

Em numerosas ilhas de França, a introdução de raposas foi utilizada ilegalmente para reduzir as populações de *L. argentatus*. Estas introduções tiveram o efeito de dispersar as colónias, dificultando a gestão (Yésou, 2003). No Delta do Ebro existe um estudo em curso sobre a reintrodução de raposas marcadas com colares de radio para determinar o efeito deste predador nas populações de Gaiivota-de-patas-amarelas (projecto LIFE02NAT/E/8612) (www.gencat.es/mediamb/fauna/lifep002.htm).

2.8.3.2 Controlo da reprodução

Descrição

Dos meios utilizados para impedir o desenvolvimento embrionário dentro do ovo, o tratamento com parafina líquida parece o mais adequado.

A maior parte dos ovos parafinados continuam a ser incubados depois da data de eclosão esperada, embora os abandonos sejam mais frequentes que nos ninhos não tratados (Blackwell *et al.* 2000).

O parafinamento tardio (uma ou duas semanas antes da eclosão) torna-se mais eficaz do que o precoce (Blackwell *et al.* 2000). Como nas colónias de Gaiivota-de-patas-amarelas as posturas são bastantes distendidas no tempo, é difícil que a data seja óptima para todos os ninhos. Christens & Blokpoel (1991) sugerem começar a aspersão 20 dias depois da última postura completa e repeti-lo aos 12 e 24 dias. No entanto, frequentemente, o desfaseamento das posturas e a necessidade de fazer uma só operação (para não interferir com outras espécies, por exemplo), pode ser óptimo para alguns ovos mas não para outros.

O parafinamento repetido pode permitir tratar tanto os ninhos tardios como as posturas de reposição (Blackwell *et al.* 2000). Christens & Blokpoel (1991) superam os 99% de esterilização depois de três borrifamentos.

Num estudo preliminar em Chafarinas, o tratamento com parafina de ovos de *L. cachinnans* produziu a deserção da colónia antes da data habitual (dados inéditos).

Entre as várias técnicas avaliadas em edifícios em meio urbano (remoção de ninhos e ovos, remoção de ovos, destruição de ninhos e ovos, destruição de ovos e substituição de ovos), a remoção de ovos foi a mais eficaz, tanto como a retirada de ovos e ninhos, e precisa de menos 60% do esforço (Ickes *et al.*, 1998). Estes autores recomendam esta técnica em edifícios, mas não em colónias no solo. A destruição sistemática de ovos na ilha de May (Escócia) conduziu a uma redução anual de 6% da população reprodutora (Wanless *et al.* 1996); estes autores consideram a destruição de ovos como um método útil, embora a eficácia seja diferente segundo as espécies.

Gaivota-de-patas-amarelas

De um modo semelhante, o maneo de ninhos em meio urbano por diferentes métodos conduziu ao abandono das colónias tratadas de *L. delawarensi*, mas só de uma das seis de *L. argentatus*, ainda que com a redução do número de ninhos (Ickes *et al.*, 1998).

A perfuração dos ovos pode ser preferível se se desejar o abandono de um pequeno número de ninhos. No ilhéu de Benidorme, onde se fez muito controlo pontual dos ninhos mais susceptíveis a problemas (E. Mínguez, com. pers, 2003), o abandono desses ninhos teria sido mais improvável se se tivessem parafinado os ovos.

Vantagens

Método absolutamente selectivo, embora não produza o desaparecimento da espécie, limita consideravelmente as suas necessidades alimentares. Um fracasso repetido poderá, talvez, provocar a deserção das colónias a longo prazo.

2.8.3.3 Intimidação

Descrição

Utilizaram-se diversos sistemas (3.10) para afugentar as gaivotas de um determinado lugar.

A utilização de falcões de cetraria é habitual nos aeroportos (Dolbeer, 1998). A presença da rapina impede que as aves voem e dissuade-as de permanecer na zona. O tiro contra as gaivotas não parece excluí-las completamente mesmo causando mortalidade elevada, mas reduz eficazmente o número de colisões com aeronaves (Dolbeer *et al.* 1993).

Diversos mecanismos de dissuasão são absolutamente ineficazes com as gaivotas em torno de aeroportos (Dolbeer *et al.*, 1993). Entre esses, as figuras de rapinas, os cometas que as simulam, as serpentes de borracha, as gaivotas em posturas de agonia, os espantalhos, os globos, etc. não têm efeito depois de um curto período de adaptação (Transport Canada, 2000; Temby, 2002).

Os gritos de aflição parecem mais eficazes, pelo menos por vários meses (Temby, 2002). Os dispositivos sonoros, que provocam detonações, são de vários tipos: podem ser tracas (*i.e.* aparelhos pirotécnicos que fazem sequência de estoiros de foguete), disparos, foguetes, bengalas (“*shellcrackers*”), também são efectivos.

São utilizados frequentemente como complemento da cetraria (Chamorro & Claveros, 1994; Dolbeer, 1998) e parecem ser tão eficazes como esta, com um custo muito inferior (Becker, 2000).

Pelo menos nalguns casos, a cetraria é menos eficaz que os tiros para reduzir as colisões em aeroportos (Dolbeer *et al.*, 1993). Apesar disso, a cetraria continua a ser apreciada e nos aeroportos das Baleares, o uso de falcões reduziu consideravelmente o número de colisões (J. Mayol, com. pess., 2003). Este êxito parece depender de múltiplos factores e não existe relação entre o esforço e o resultado, as limitações climatológicas são elevadas e, para além disso, a alta especialização traduz-se em custos elevados (Becker, 2000; Transport Canada, 2002). Nos aeroportos e aeródromos espanhóis, os resultados da utilização de falcões são muito positivos (Chamorro & Clavero, 1994), embora alguns autores discordem (Becker, 2000). Isto faz com que alguns autores não recomendem a cetraria nos aeroportos (Becker, 2000).

Vantagens

Estas medidas de dissuasão podem ajudar a resolver problemas pontuais. A sua utilização nas principais áreas de alimentação (lixeiros) pode ajudar a controlar as populações, por reduzir o

Gaiyota-de-patas-amarelas

acesso a uma fonte de alimento importante. O mesmo sucede onde a presença de gaiivotas seja indesejável por razões de segurança ou sanidade.

Inconvenientes

Todas as medidas de dissuasão podem provocar a deslocação do impacto para outro lugar se não se realizam de forma integrada e paralelamente em todos os locais sensíveis.

2.8.3.4 Exclusão

Descrição

A instalação de barreiras visuais reduz notoriamente a nidificação de, pelo menos, algumas espécies de gaiivotas.

Diversos artefactos podem contribuir para reduzir ou impedir o acesso de gaiivotas a recursos-chave, como fontes de alimentação (lixeiros, pisciculturas), lugares de nidificação ou planos de água (Pochop *et al.*, 2001). Estes autores instalam vedações consistentes em bandas de tecido negro de 30 m de longitude e 90 cm de altura, colocadas paralelamente cada 5 m, sujeitas a um cabo estendido entre postes cada 3 m.

Os arames (de 0,36 mm) ou fios de *nylon* (50 libras) dispostos em linhas paralelas sobre a superfície impedem a aproximação das gaiivotas. Também foram usadas redes com a mesma finalidade. Os fios e arames podem estar bastante separados, até 12 (Solman, 1994) e 25 m (Amling, 1980) para gaiivotas grandes. Podem usar-se sobre as lixeiras ou planos de água, mas também em pátios e edifícios. Foram usados na ilha de La Dragonera para evitar o acesso a depósitos de água (obs. pess.). Também foram usados com êxito para proteger plantas ameaçadas em ilhéus (citado em Yésou, 2003). Grande parte do êxito reside em que os arames e filamentos sejam pouco visíveis (Transport Canada, 2002). Em geral, estes métodos são os mais rentáveis em relação a custos/benefícios, e as falhas devem-se a má instalação ou manutenção (Temby, 2002).

2.8.3.5 Manipulação do habitat

Descrição

Existem diversas manipulações que se podem realizar para reduzir a presença de gaiivotas em lugares de conflito, como as proximidades dos aeroportos (p. ex., Cleary & Dolbeer, 1999). Estas medidas costumam ser de escassa eficácia para impedir as colisões (Dolbeer *et al.*, 1993).

No nosso caso, o mais importante é reduzir as fontes de alimentação. A gestão racional de lixeiras é uma opção necessária para impedir o seu incremento e favorecer a redução de danos ocasionados por gaiivotas. O encerramento do aterro de Minorca e a criação de uma instalação de compostagem reduziu notoriamente o número de ninhos na ilha (Gestió Natura, 1998).

A selecção na origem e o tratamento selectivo de lixos reduz a superfície em que se depositam os restos orgânicos. Desse modo, ao ser reduzida a superfície, é mais fácil e económico gerir as gaiivotas que aí chegam. Se se incineram os restos orgânicos ou se os enterram com celeridade, a disponibilidade de alimento reduz-se ainda mais. A opção ideal é o processamento dos restos orgânicos mediante compostagem. Qualquer tipo de superfície onde se deixem restos orgânicos poder-se-á proteger através de algum tipo de barreira.

Gaivota-de-patas-amarelas**2.8.3.6 Tiro****Descrição**

Em lixeiras das Baleares, o mecanismo da escavadora que remove o lixo dispara com uma carabina de ar comprimido de alta velocidade ou espingarda de cartuchos a curta distância, sempre que as gaivotas se aproximam muito (Pandion, 1996; Gestió Natura, 1998; Muntaner, 2003).

Este tiro pode ser muito eficaz no controlo das colisões com aviões (Dolbeer *et al.*, 1993; Dolbeer, 1998). No aeroporto internacional JFK obtiveram-se rendimentos médios superiores a 8,2 gaivotas/homem –hora (Dolbeer, 1998). Esta técnica não provoca seguramente o abandono da colónia, pelo que deve acompanhar-se por medidas de transformação do habitat para eliminar o problema de uma forma mais durável (Dolbeer *et al.*, 1993). A eliminação no aeroporto JFK de um número equivalente a mais do dobro dos adultos da colónia de origem só reduziu em 20% o número de ninhos (Dolbeer *et al.*, 1993; Dolbeer & Bucknall, 1994).

Vantagens

Pode ajudar a resolver problemas pontuais. A sua utilização nas principais áreas de alimentação (lixeiros) pode ajudar a controlar as populações por reduzir o acesso a uma fonte de alimento importante. O mesmo acontece onde a presença das gaivotas seja indesejável por razões de segurança ou de sanidade.

Inconvenientes

Todas as actuações que implicam incómodo para as gaivotas podem transferir o impacto para outro lugar, se não se realizarem de modo integrado e paralelamente em todos os locais sensíveis.

2.8.3.7 Repelentes**Descrição**

Avitrol® é um repelente para aves, embora que em altas doses possa provocar a morte. Depois de um ou dois consumos, Avitrol® produz vocalizações e atitudes de alarme, o que actua como repelente para todo o bando (Bourne, 2001a; c). (Ver 3.12).

Inconvenientes

Os gritos de aflição produzidos pela ingestão de Avitrol são absolutamente inespecíficos, pelo que não se pode utilizar este produto na presença de outras espécies não-alvo.

2.8.3.8 Tóxicos**Descrição**

Foram sugeridos vários produtos para o controlo de gaivotas, mas os mais utilizados são os narcóticos. A sua vantagem principal reside em que as aves não-alvo podem ser reanimadas (Thomas, 1972), se bem que com uma mortalidade elevada (Seamans & Bealant, 1999) mas dependente da concentração. A alfacloralose tem sido usada, isolada ou misturada com

Gaivota-de-patas-amarelas

secorbarbital, dispondo os iscos próximo dos ninhos de Gaivota-de-patas-amarelas, sendo desejável recolher tanto os iscos restantes como os cadáveres (Thomas, 1972; Mejías, 1989; Álvarez, 1992; Aguilar *et al.* ca.1993). Foi o método utilizado em Chafarinas, nas Baleares e nas ilhas Medas. O isco empregado em Chafarinas era pão com margarina, enquanto que nas Baleares se utilizava uma massa feita com farinha, ovo, azeite e peixe.

A efectividade (medida do decréscimo do número de reprodutores) aumenta em função do número de ocasiões em que se efectuaram as operações de controlo (Aguilar *et al.* ca.1993).

No ilhéu de Benidorme foram eliminados apenas alguns poucos adultos de *L. cachinnans* que se consideraram mais problemáticos (E. Mínguez, com. pess., 2003).

A alfacloralose torna-se mais efectiva que o DRC-1339, um tóxico que afecta a função renal e causa a morte depois de vários dias (Seamans & Belant, 1999). O DRC-1339 é muito menos tóxico para muitos mamíferos que para as aves alvo e também é menos tóxico para algumas rapinas (Timm, 1994; Eisemann *et al.*, 2001).

Vantagens

O uso da alfacloralose segundo o procedimento descrito é bastante específico. Em alguns casos foi documentado um aumento da selecção das áreas de nidificação por outras espécies (Finnekjm,ly *et al.*, 2003).

A eliminação dos adultos tem uma vantagem indiscutível, e tem o mesmo efeito que a eliminação de toda a sua descendência, mas numa única operação, o que numa espécie com grande longevidade como esta, é muito mais rentável.

Inconvenientes

A mortalidade tem um efeito notável ao dirigir o recrutamento para o exterior, gerando um efeito de sumidouro a média e a grande distância (Coulson, 1991). Nas ilhas Medas, os parâmetros reprodutivos da Gaivota-de-patas-amarelas aumentaram de modo que se compensava, em certa medida, a falta de recrutamento pelos indivíduos mortos; para além disso, ocorre imigração a partir de outras zonas e movimentos migratórios de grande importância de outros núcleos, pelo que se transfere o problema de um lugar para outro e apenas se resolve temporariamente no lugar de actuação (Bosch *et al.*, 2000). Nas Baleares, embora nas colónias tratadas se observe um decréscimo, nalgumas ocasiões superior a 30%, a tendência geral no arquipélago é a de um aumento, se bem que desacelerado, no número de casais reprodutores (Aguilar *et al.* ca.1993).

Nos casos em que se pretende libertar espaço para outras espécies, pode ocorrer que não se reduza o tamanho das colónias, mas apenas a densidade, pelo que é duvidoso que fique mais habitat disponível (Coulson, 1991).

O número de cadáveres recolhidos pode ser da ordem de 28 a 30% do total calculado (Pandion, 1996; Gestió Natura, 1998). Isto coloca o problema do aumento do alimento disponível para outra espécie invasoras (ratazanas, gatos, cães) e da má imagem pública que se deveria considerar. Em algumas ocasiões, um certo número de gaivotas parcialmente anestesiadas caem ao mar e afogam-se (até 175% em Chafarinas, ICONA, 1987)

Não se pode documentar o efeito que tem a mortalidade de adultos sobre o aumento do recrutamento dos imaturos.

Gaivota-de-patas-amarelas**2.8.4 Recomendações**

O controlo da Gaivota-argêntea deve realizar-se de um modo integrado. Diversas técnicas devem utilizar-se simultaneamente com três objectivos fundamentais e relacionados: reduzir o acesso às principais fontes de alimento; diminuir o êxito reprodutor e aumentar a mortalidade dos adultos. Para isso, recomenda-se:

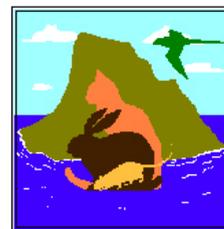
- gerir as lixeiras de forma a reduzir a disponibilidade de alimento;
- instalar barreiras sobre os recursos tróficos principais;
- controlar a reprodução mediante a inutilização de ovos.
- eliminar adultos, principalmente nos pontos de alimentação ou onde se tornam perigosos para as pessoas, para que os cadáveres sirvam também de elementos de intimidação. O controlo das colónias deve dirigir-se, em primeiro lugar, para a redução do impacto sobre as outras espécies e comunidades, pelo que se preferirá a eliminação selectiva dos indivíduos causadores de conflitos, antes da eliminação geral dos adultos. Esta última opção deverá reservar-se aos casos em que outras medidas sejam inaccessíveis ou ineficazes.

Tudo isto deve ter em conta que as gaivotas são animais que podem despertar a simpatia por parte do grande público, pelo que a sensibilização, por um lado, e a discricção, por outro, são importantes.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.9 COLUMBIFORMES

2.9.1 *Biologia*

Os pombos vadios são exemplares assilvestrados procedentes de variedades domésticas de pombos bravios (*Columba livia*). *Columba guinea* estabeleceu-se em Tenerife. *Streptotelia decaocto* é uma espécie oriental que se expande de forma natural mas ligada a habitats humanizados pela Europa e África e que chegou às Canárias. *S. roseogrisea* é, pelo contrário, uma espécie muito comum como ave de cativo que se encontra frequentemente assilvestrada, como ocorre em Maiorca e, de forma mais alargada em quase todas as ilhas Canárias. *Oena capensis* encontra-se na mesma situação que a anterior.

2.9.2 *Problemática*

Os pombos assilvestrados são um problema nas cidades e podem ser um competidor dos pombos da laurissilva (*Columba trocaz*, *C. bollii* y *C. junoniae*), de forma directa ou indirecta, se as pessoas afectadas pelos danos de *C. livia* efectuarem um controlo indiscriminado sobre todos os pombos.

2.9.3 *Métodos de controlo*

2.9.3.1 *Armadilhagem*

Descrição

Para capturar pombos foram utilizadas grandes gaiolas, das que possuem umas entradas rente ao solo providas de uma cortina de varetas, que basculam até ao interior sobre um eixo horizontal na parte superior, mas cujo movimento para o exterior está bloqueado por um travão (Williams & Corrigan, 1994; TWDMS, 1998k).

2.9.3.2 *Controlo biológico*

Descrição

Os pombos são uma presa habitual do Falcão-peregrino. O estabelecimento de populações urbanas dessa rapina pode contribuir para reduzir as concentrações de pombos assilvestrados. Do mesmo modo, a cetraria pode utilizar-se nos locais em que seja problemática a concentração destas aves.

Columbiformes**2.9.3.3 Tiro****Descrição**

Os pombos são espécies de caça na maior parte da sua área de distribuição. Para evitar confusões entre espécies, devem sensibilizar-se os caçadores nos arquipélagos macaronésicos sobre as espécies endémicas de pombos da laurissilva

2.9.4 Recomendações

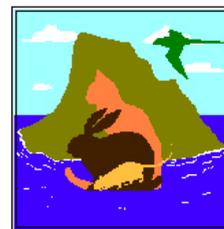
Nos casos em que seja necessário o controlo de pombos urbanos, recomenda-se o uso de armadilhas em vivo. Do mesmo modo, parece eficaz o estabelecimento de casais de falcões peregrinos nas cidades.

Se necessário, pode efectuar-se um controlo dos pombos assilvestrados nas zonas onde possa haver confusão com os pombos endémicos da laurissilva e possa criar-se animosidade por parte dos agricultores prejudicados. Este controlo pode realizar-se através de tiro.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.10 PSITACÍDEOS

2.10.1 Biologia

Psittacula krameri estabeleceu-se na Península Ibérica, Maiorca e Canárias (Tenerife, Canária Grande, Lanzarote e Fuerteventura) e provavelmente em São Miguel, Açores; *Myiopsitta monachus* cria na Península. Maiorca e Eivissa, Tenerife, Fuerteventura, Canária Grande e, talvez, em Lanzarote, La Gomera e La Palma; *Poicephalus senegalus*, em Tenerife e La Gomera; *Agapornis fischeri* cria nas Canárias (Canária Grande e Tenerife) e *A. personata* na Canária Grande; *Melopsittacus undulatus* estabeleceu-se em Tenerife. Outras espécies foram detectadas em liberdade, se bem que o seu estabelecimento não tenha sido comprovado: *Cyanoliseus patagonus*, nas Baleares e Canárias; *Psittacus erithacus*, nas Canárias; *Nandayus nenday*...

No geral, são espécies gregárias que nalguns casos chegam a formar grupos de centenas de indivíduos, inclusivamente centenas de milhares (*M. undulatus*). A sua dieta é granívora e frugívora.

As espécies de *Agapornis* spp. são africanas, como também *P. senegalus* e *P. krameri*, que ainda habitam na Índia. *M. undulatus* provem da Austrália. Esta espécie habita em cavidades. *M. monachus* é sul-americana e é a única espécie que cria em ninhos comunais, às vezes com centenas de quilos de peso, o que lhes permite resguardar-se dos rigores meteorológicos.

Sobretudo as espécies de menor tamanho (*Agapornis* spp. e *M. undulatus*) criam em qualquer momento favorável, e o mesmo acontece com as de tamanho médio. Nas Canárias, *M. monachus* pode realizar duas posturas (Março e Setembro). *P. krameri* na Grã-Bretanha põe desde Janeiro até Junho.

Tanto *M. monachus* como *P. krameri* podem alimentar-se no solo e, na Europa, recorrem aos comedouros das aves de Inverno.

2.10.2 Problemática

Em geral, todas as espécies podem causar problemas na agricultura e na fruticultura. De facto, algumas espécies de louros e de piriQUITOS são consideradas pragas agrícolas nos seus locais de origem (Bruggers *et al.* 1998).

Foi detectada a ocupação de cavidades em colónias de Peneireiro-das-torres (*Falco naumanni*) por *P. krameri*, embora se desconheça se houve deslocamento (Rodríguez *et al.*, 2003), e podem competir com outras espécies trogloditas.

Algumas espécies também aumentam o potencial invasor de espécies da flora exótica através da dispersão das sementes.

Os ninhos de *M. monachus* causam problemas no arvoredo (Monzón, 1996; Sol *et al.* 1997) e fios eléctricos (Bucher & Martin, 1987). Também causam prejuízos em pomares (Tillman *et al.* 2001). Os seus chamamentos são extremamente desagradáveis e provocam incómodos nas imediações das colónias, o que acarreta consequências de carácter social (insónias, absentismo laboral, ...)

Na Nova Zelândia, *Trichoglossus haematodus*, introduzida a partir da Austrália, compete com diversas aves pelo espaço de nidificação (Wren Green, 2000; Hilhorst, 2002b), e causa estragos

Psitacídeos

importantes na fruticultura, ainda que este assunto seja objecto de controvérsia por parte de grupos de defensores (ver p. 98 em Wittenberg & Cock., 2001).

2.10.3 Métodos de controlo

2.10.3.1 Destruição de ninhos

Descrição

Consiste em dismantelar os ninhos evitando danificar a árvore que os sustenta. Em Barcelona, a eliminação dos ninhos de *M. monachus* é ineficaz dado que se reinstalam rapidamente (Monzón, 1996; Sol *et al.* 1997). Em Madrid, o município elimina os ninhos que se supõem ser um perigo público pelo seu tamanho, ou por se encontrarem sobre caminhos ou estradas. Os ninhos são reconstruídos no mesmo local ao fim de pouco tempo, embora também se produza uma certa dispersão (E. Rodríguez-García, como. pess., 2003). Em Maiorca eliminaram-se colónias através da destruição de ninhos combinada com a eliminação de adultos.

Como os locais de nidificação são um recurso estratégico para os periquitos, a população pode ser contida se se limitam os locais de nidificação, através de barreiras físicas e a poda das árvores (Sol *et al.*, 1997).

2.10.3.2 Armadilhagem

Descrição

Num ensaio de armadilhagem do periquito *Barnardius zonarius*, na Austrália, utilizaram-se [jaulas](#) com entradas em funil em todos os lados. Com uma intensidade de armadilhagem muito baixa (1 armadilha/1930 ha) obtiveram-se 313 capturas/armadilha-ano, embora algumas armadilhas tenham capturado mais de 1000. Os agricultores que as utilizaram preferiram maioritariamente a armadilhagem ao tiro por ser mais económico (Morgan & McNee, 2000).

Na Austrália ocidental, *Trichoglossus haematodus moluccanus* (subespécie introduzida) pode ser controlada (por pessoas autorizadas) através de tiro ou armadilhagem (Lamont & Massam, 2002).

No entanto, a armadilhagem não parece ser efectiva com *M. monachus* (Avery *et al.* 2002), se bem que estes autores tenham usado negaças vivas que prontamente retiraram; talvez pudessem rejeitar o uso da armadilha, inclusivamente depois de eliminá-los. Este mesmo tipo de “armadilha australiana” foi usada com êxito em *P. krameri*

2.10.3.3 Tiro

Descrição

O tiro é um método usado para controlar papagaios e periquitos. É o único meio autorizado na Austrália Meridional para controlar certas espécies de psitacídeos (NBWSA, 2001) e no Uruguai é utilizado pelos agricultores para controlar *M. monachus* (Bruggers *et al.* 1998). Num ensaio comparativo com armadilhas, viu-se que o tiro era menos efectivo e mais dispendioso (Morgan & McNee, 2000) e que a sua eficácia pode variar em função das espécies e dos locais. Em Maiorca

Psitacídeos

utilizaram-se carabinas de ar comprimido para contribuir para a eliminação de colónias de *M. monachus* (J. Mayol, com. pess., 2003).

2.10.3.4 Tóxicos

Descrição

Na sua área de origem, as entradas dos ninhos de *M. monachus* são tratados com gordura contendo diversos pesticidas (endrim, carbofurano) com um notável impacto secundário (Bruggers *et al.* 1998). Ver 3.4 para maior informação sobre o uso de tóxicos em aves.

2.10.3.5 Controlo biológico

Descrição

O uso de predadores autóctones pode ser um método eficaz no caso dos piriqitos. Os falcões peregrinos predam espontaneamente os *M. monachus* em algumas cidades. Em locais em que esta seja uma espécie nativa, o estabelecimento de populações urbanas destas rapinas pode reduzir as populações de psitacídeos introduzidos, tanto por predação como pelas doenças causadas.

A sarcocistose é uma parasitose letal nos psitacídeos africanos, asiáticos e australianos que ingerem os espirocistos provenientes das fezes de sarigueira (Hillyer *et al.*, 1991; Dubey *et al.* 1999; Wissman, 1999). O *cocus* causador da doença em papagaios e em piriqitos é a *Sarcocystis falcatula*, endémica da América e benigna para as espécies de hospedeiros habituais. Avery *et al.* (2002) sugerem a sua utilização para controlar *M. monachus*, embora pareça que as espécies americanas não sejam sensíveis à cistocercose. Aparentemente, as espécies do género *Sarcocystis* tem um maior vínculo ao hospedeiro definitivo (o predador) que ao intermediário (Doležel, 1999), pelo que podem afectar distintas espécies de aves, o que é especialmente notório em *S. falcatula* (Dubey *et al.* 1999).

Não se recomenda o uso de *S. falcatula* dado que pode afectar gravemente as espécies nativas, mas não se descarta que possa existir um parasita endémico que possa afectar os psitacídeos de um modo letal e selectivo.

2.10.3.6 Intimidação

Descrição

O uso de um periquiro dissecado e virado de cabeça para baixo não causa nenhum efeito em *M. monachus*; uma negaça de rapina só o provoca momentaneamente (Avery *et al.*, 2002).

O uso quotidiano de um laser é eficaz com *M. monachus*, mas não afugenta todos os indivíduos (Avery *et al.*, 2002).

2.10.4 Recomendações

Antes que se evidenciem os problemas de grandes dimensões, é necessário avaliar as características demográficas (taxa de crescimento, dependência de fugas e libertações) e ecológicas (interacção com espécies nativas, impacto na flora nativa e interesses humanos) que possam fazer destas espécies uma praga.

Psitacídeos

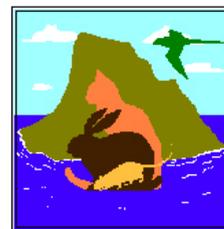
Para o controlo dos periquitos, recomenda-se a captura em vivo. As armadilhas comuns (como a australiana, acima descrita) deveriam ser ensaiadas, assim como redes japonesas nas imediações dos ninhos e das áreas de alimentação. O destino das aves capturadas poderia ser a exibição em instalações zoológicas (com considerável potencial educativo) ou o sacrifício. Um uso potencial é o seu retorno a cativeiro como mascotes, mas dado que algumas espécies são libertadas por causa dos seus gritos desagradáveis, esta possibilidade deve acompanhar-se de um estudo de viabilidade e de um registo dos proprietários das aves.

Para os exemplares que evitam entrar nas armadilhas poderia valorizar-se a utilização de laços ou de gordura com estupefacientes à entrada dos ninhos, de modo que os ingiram ao alisar as penas. O tiro com armas de ar comprimido de alta velocidade pode ajudar a eliminar os indivíduos mais recalcitrantes.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.11 MAINÁS

2.11.1 Biologia

Acridotheres tristis é originário da Ásia tropical e subtropical, embora crie também em regiões centrais, em habitats antropogénicos. Foi introduzida em muitos locais do Mundo, desde a África do Sul à Austrália; na nossa área de estudo cria nas Canárias desde 1993 e em Maiorca desde os finais dos anos 90.

Fazem o ninho em cavidades, podendo produzir uma ninhada em cada 6 a 8 semanas.

2.11.2 Problemática

É uma das três espécies de aves incluídas entre as **100 piores espécies exóticas invasoras**.

Os mainás são competidores de aves nativas pelos locais de nidificação, sobretudo onde estes são escassos (Pell & Tidemann 1997a; 1997b). Também aumentam o potencial invasor de espécies exóticas de plantas através da dispersão das suas sementes.

Comprovou-se que também podem preda os ovos de aves marinhas (Melgar, 2002).

2.11.3 Métodos de controlo

2.11.3.1 Armadilhagem

Em Tenerife controlou-se uma pequena população de mainás com uma modificação na armadilha Potter, que incorporava várias câmaras para permitir capturas múltiplas e dispunha de um compartimento central para uma negaça. A armadilhagem eliminou 79% (10 de 13) da população. Em Singapura, novas modificações e um ensaio com a armadilha numa grande população, sugere um ritmo de captura de uma ave por cada hora de armadilhagem (Saavedra, com. pess., 2003).

Uma equipa da Australian National University (ANU) idealizou uma armadilha de captura múltipla para mainás e estorninhos. Infelizmente não foi possível obter-se uma descrição mais detalhada, mas esta é constituída por poleiros, de tamanho variável, que se fecham capturando todas as aves posadas (para mais informação, ver sres.anu.edu.au/associated/myna/). O uso destes poleiros é complementada com a captura dos indivíduos que restam em comedouros e ninhos artificiais.

Em Frégate (Maurícias), foram experimentadas, sem muito êxito, as redes japonesas e as armadilhas Larson. Também se usaram tapetes de laços nos ninhos (Lucking, com. pess., 1998).

É provável que outras armadilhas-caixa ou de tipo funil possam ser adaptadas para a captura de mainás.

2.11.3.2 Tiro

Na ilha de Frégate, o tiro com franco-atiradores foi o único método eficaz para controlar os mainás (Lucking, com. pess., 1998; Rocamora, com. pess., 1998).

Mainás

O tiro pode completar a armadilhagem para os indivíduos mais renitentes a entrar nas armadilhas, inclusivamente aproveitando o engodo proporcionado pelas aves já capturadas (Saavedra, com. pess., 2003).

2.11.3.3 Métodos químicos

A alfacloralose, um narcótico utilizado noutras aves, foi experimentado na ilha de Frégate com pouco êxito (Lucking, com. pess., 1998).

No Hawai conseguiram afugentar-se os mainás de uma colónia de aves marinhas iscando com ovos de galinha impregnados com um repelente, para os desinteressar pelos ovos nessa zona (Melgar, 2002).

Outros produtos tóxicos usados contra as aves podem ser consultados no capítulo 3.4.

2.11.4 Recomendações

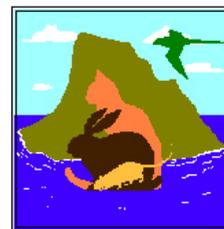
Para o Mainá recomenda-se o uso de técnicas de captura em vivo, com o fim de evitar riscos colaterais. As armadilhas em vivo, de diverso tipo, são as mais recomendáveis. Dois modelos têm demonstrado a sua eficácia, as desenhadas pela ANU e as Potter modificadas por Saavedra.

Os indivíduos renitentes a entrar nas armadilhas podem ser eliminados com carabinas de ar comprimido de alta velocidade ou outras (ver 22.).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.12 OUTROS PASSERIFORMES

2.12.1 Biologia

Para além do Mainá, diversas espécies de passeriformes encontram-se naturalizadas em Espanha e Portugal. Normalmente, tratam-se de fugitivos de instalações zoológicas ou aves de gaiola. Três famílias englobam a maior quantidade de espécies: Sturnidae, Ploceidae e Estrildidae. Também as famílias Pycnonotidae, Timaliidae e Embericidae contribuem com algumas espécies para a avifauna introduzida (Clavell, 2003).

Os esturnídeos incluem 113 espécies nativas de todos os continentes, excepto da América e Austrália. No geral, trata-se de um grupo de aves muito vistosas. Entre elas encontra-se o Mainá, mas também outras espécies introduzidas em diversos países. A criar na Península Ibérica, foram observadas as seguintes espécies: *Gracupica nigricollis*, *Lamprotornis purpureus*, *L. chalybaeus* e *L. caudatus*. *L. purpureus* foi citada também para as Canárias. Salienta-se ainda *Sturnus vulgaris* como uma espécie introduzida em diversos países, em particular na América do Norte e na Austrália, onde proliferaram enormemente, provenientes de introduções intencionais e não de fugas acidentais, e no caso dos Estados Unidos da América, a introdução deveu-se a um indivíduo particular empenhado em naturalizar todas as aves mencionadas nas obras de Shakespeare; a partir da libertação de uma dezenas de exemplares em Nova York, num século estabeleceu-se a população de 200 milhões de exemplares que fazem desta espécie a mais abundante do continente.

Os ploceídeos formam uma família com 124 espécies de passeriformes de tamanho pequeno a médio, com uma distribuição tropical em África e na Ásia. As espécies citadas na Península Ibérica são: *Ploceus galbula*, *P. cucullatus*, *Quelea quelea*, *Euplectes afer* y *E. oryx*. *P. cucullatus* também foi citado em Tenerife e em Cabo Verde. *P. manyar* está naturalizado no Egipto, a partir de fugas de um jardim zoológico.

Algumas espécies são próprias de zonas de savana, como *Q. quelea*, enquanto que as espécies de *Euplectes* habitam zonas húmidas, fazendo os ninhos em caniçais (*Phragmites australis*); as espécies de *Ploceus* habitam tanto em savanas como em zonas ribeirinhas. Muitas espécies desta família constroem ninhos bastante complexos, pelo que lhe dão o nome de tecelões. Muitas espécies são gregárias, às vezes de uma forma espectacular e, como *Q. quelea*, formam bandos de milhões de exemplares. Outras, como *P. cucullatus* são gregárias apenas fora do período de reprodução. Com frequência constroem ninhos comunais ou individuais. Algumas espécies são poligínicas, entre elas *Q. quelea*.

Os estrildídeos são cerca de 140 espécies de passeriformes pequenos e muito pequenos, originários de todas as regiões tropicais à excepção da Neotropical. Para além da Península Ibérica, *Estrilda astrild* foi introduzido na Madeira, na Canária Grande e em Tenerife, em Maiorca e, talvez em Eivissa, *E. troglodytes* na Canária Grande e Tenerife e *E. melpoda* em Tenerife e na Península, *Uraeginthus bengalus* tem criado em Fuerteventura. Outros estrildídeos estabeleceram-se em diversos locais da bacia do Mediterrâneo: *Amandava amandava* (naturalizado na Península Ibérica), *Lonchura malabarica*, *L. malacca*,...

Normalmente, tratam-se de espécies gregárias fora da época da reprodução, por vezes formando grupos numerosos. Também são normalmente sedentárias, embora realizem movimentos locais. Na Península Ibérica, *E. astrild* tem um amplo período de nidificação entre Fevereiro e Novembro. Em Cabo Verde, reproduzem-se depois da época das chuvas. *A. amandava* reproduz-se

Outros Passeriformes

nos finais do Verão e no Outono, de acordo com a zona de introdução. A incubação das posturas médias, de 5 ou 6 ovos, completa-se em 12 dias para *E. astrild* e em 14 para *A. amandava*. Em ambas as espécies, os jovens voam em menos de três semanas.

2.12.2 Problemática

Em Cabo Verde, *E. astrild* é um sério problema económico pelos prejuízos que causa na agricultura (Lever, 1994). Dada a rápida expansão desta espécie, não é descartável que ocorra o mesmo noutros lugares. Em Portugal Continental, a distribuição de *E. astrild* expandiu-se a grande velocidade, 13 km/ano para o Norte e 6 km/ano para o Sul (Reino & Silva, 1998).

Na América do Norte e na Austrália, *S. vulgaris* é uma praga agrícola e um risco para a aviação, para além de competir com as aves nativas pelos locais de nidificação (Johnson & Glahn, 1994), apesar desta competição em zonas continentais não parecer tão séria como se suporia (Koenig, 2003).

2.12.3 Métodos de controlo

2.12.3.1 Armadilhagem

Na província de Madrid foram capturados numerosos exemplares de *A. amandava* com rede japonesa (Bermejo *et al.*, 2000). A espécie é muito susceptível a cair neste tipo de redes dado que se move em grupos pelo interior dos caniçais (B. Molina, com. pess., 2003).

Dado que são espécies gregárias, parecem susceptíveis de serem apanhadas em armadilhas colectivas do tipo MAFF. Os estorninhos são capturados eficazmente com este tipo de armadilhas (Johnson & Glahn, 1994; Bourne, 2001c).

2.12.4 Recomendações

Enquanto se determina se existe impacto sobre a fauna e os ecossistemas nativos, é recomendável evitar as fugas e atacar as naturalizações incipientes. Deve vigiar-se a evolução das populações já naturalizadas, para comprovar a sua expansão, e vigiar qualquer prejuízo para a fauna ou flora autóctones.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.13 OURIÇOS

2.13.1 Biologia

Os ouriços são insectívoros nocturnos dos quais existem 14 espécies que habitam exclusivamente o Antigo Continente. O Ouriço-comum europeu, *Erinaceus europaeus*, foi introduzido nos Açores (S. Miguel, Sta.Maria, Ilhas do Faial, Terceira e S. Jorge) numa data indeterminada (ICN, sem data).

O Ouriço-argelino, *Atelerix algirus*, foi introduzido nas ilhas Baleares (Maiorca, Minorca, Eivissa, Formentera e Cabrera), nas Ilhas Canárias (Lanzarote, Fuerteventura, Canária Grande e Tenerife) e na Península Ibérica. A sua área de distribuição natural inclui o Magrebe *sensu lato* (Alcover, 2002).

Nas Baleares, os partos de duas ou três crias ocorrem entre Junho e Outubro (Alcover, 2002). Na Nova Zelândia, num ano, *E. europaeus* chega a produzir até 4 ninhadas de 5 ou 6 crias (Baigent-Mercer, 2002).

Nas Baleares, os ouriços-argelinos são principalmente insectívoros embora possam consumir pequenos répteis (Alcover, 2002). Em climas frescos verificou-se hibernação. Os refúgios que usam para criar e para hibernar são os únicos que utilizam por mais do que um dia; os que usam no quotidiano mudam constantemente. As suas áreas de alimentação devem ser menores do que as de *E. europaeus*, que alcançam 100 ha nos machos e 50 nas fêmeas (Uist Wader Project, 2002b). As densidades variam bastante (0,24 a 0,83 indivíduos/ha) (Uist Wader Project, 2002c).

São animais solitários e, embora em *E. europaeus* se tenha comprovado que não são territoriais, tanto nessa espécie como no género *Atelerix*, os machos adultos evitam-se e enfrentam-se quando se encontram.

2.13.2 Problemática

Em geral, os ouriços são considerados predadores de ovos de aves que nidificam no solo (Duarte & Vargas, 2001; Alcover, 2002; Nores, 2002).

Na Grande Canária, verificou-se a predação de *A. algirus* nos ninhos de limícolas (M.A. Peña, com. pess., 2003). Em Tenerife, é possível que prede as aves nidificantes no solo (Martin *et al.*, 1990). A competição com outros insectívoros é outro dos possíveis efeitos.

A predação de ovos de aves terrícolas por ouriços introduzidos foi verificada em diversas partes do Mundo (Jackson & Green, 2000). Nas ilhas Uist (Escócia), os ouriços introduzidos (*E. europaeus*) são a principal ameaça para as espécies de populações limícolas nidificantes (Jackson & Green, 2000; Thompson, 2001; Uist Wader Project. 2002a). Isto é especialmente grave porque os ovos não são uma parte importante da sua dieta (Uist Wader Project. 2002b), pelo que a diminuição do número de aves não reduz a intensidade da predação (Jackson, 2001).

Na Nova Zelândia, *E. europaeus* preda os ninhos de caradriformes, insectos e fura-pastos endémicos ameaçados (Sanders & Maloney, 2002; Baigent-Mercer, 2002; Jones, 2003). Em algumas áreas é o predador mais abundante (Baigent-Mercer, 2002).

Ouriços

2.13.3 Métodos de controlo

2.13.3.1 Captura com farol

Descrição

Consiste em mover-se com focos potentes procurando ouriços de uma forma sistemática. Os percursos podem fazer-se tanto a pé como de carro.

Durante muitos anos, foi utilizado nas ilhas Uist para localizar ouriços e para avaliar as suas populações. Foram obtidos resultados de 1,7 capturas/pessoa-hora (Uist Wader Project, 2002c).

Vantagens

Foi considerado pelo Uist Wader Project (2002c) como o mais efectivo dos métodos experimentado.

Inconvenientes

Deve realizar-se de noite.

2.13.3.2 Cães

Descrição

Em Uist utilizaram-se cães para localizar ouriços, particularmente em habitats difíceis de prospectar com farol devido à vegetação ou ao relevo. Nessas situações particulares, consideram-se muito úteis, assim como quando a densidade seja baixa.

Vantagens

Pode fazer-se de dia. Em todo o caso, os cães podem ser bons auxiliares para completar outro método.

2.13.3.3 Armadilhagem

Descrição

Na Canária Grande, apanham-se ouriços com armadilhas Tomahawk (M.A. Peña, com. pess., 2003).

Em Uist usaram-se as armadilhas-caixas para Visão, deixadas cobertas. Uma localização vantajosa é junto a sebes (Uist Wader Project, 2002c), o que será equiparável a utilizar uma vedação de intercepção. Com a experiência de 6500 armadilhas-noite, o rendimento foi de 7 capturas/1000 armadilhas-noite de média e entre 0,13 e 0,5 capturas/pessoa-hora (Uist Wader Project, 2002c).

Ouriços

As armadilhas-poço são susceptíveis de capturar ouriços. Foram usadas *pitfalls* em Madagáscar para apanhar insectívoros semelhantes a ouriços (Duplantier *et al.*, 2001; Peveling, 2003).

Vantagens

Permite libertar as capturas não-alvo.

Inconvenientes

Muito custoso para os resultados obtidos em Uist. Mais ainda, embora a amostra fosse pequena, capturaram-se preferencialmente machos (Uist Wader Project, 2002c).

2.13.3.4 Iscos

Descrição

Em Uist (Uist Wader Project, 2002c), o peixe foi o isco mais aceite por *E. europaeus*.

2.13.3.5 Exclusão

Descrição

Em Uist, utilizaram-se redes de 30mm de malha suspensas em postes de madeira em cada 100 m, com postes de reforço em cada 5 m. Alternativamente, foram instaladas contra uma sebe de gado já existente. Em ambos os casos, a malha media de 45-50 cm de altura e prolongava-se por 30-40 cm pegada ao solo (para o exterior), enganchada cada 20 cm ou enterrada obliquamente até uma profundidade de 20 cm (para o sulco utilizou-se um arado). Para além disso, num dos casos, um “pastor eléctrico” paralelo ao extremo superior e 8 cm no exterior impedia a escalada e os prejuízos para o gado (Jackson, 2001).

A vedação das zonas sensíveis e a extracção de todos os indivíduos do interior é uma opção a curto prazo para eliminar pontualmente o impacto de ouriços em Uist (Jackson, 2001; Thompson, 2001).

É uma boa ferramenta auxiliar para outro tipo de actuações e muito útil no caso da armadilhagem (Uist Wader Project, 2002c, 2002d), já que os ouriços percorrem longas distâncias de vedação sem tentar trepar ou escavar (Jackson, 2001).

Vantagens

Fácil de aceitar pela população.

Inconvenientes

Como foi dito, apenas pode ser uma solução temporária. Na presença de coelhos podem aparecer passagens por baixo das vedações (Jackson, 2001).

Ouriços

2.13.3.6 Destino dos animais capturados

Descrição

Independentemente do tipo de método de captura, existem três opções: sacrifício, cativeiro e translocação. Vários grupos de defesa dos ouriços iniciaram uma campanha para evitar o sacrifício daqueles que se capturarem em Uist. A campanha inclui a captura de ouriços, pressão sobre as autoridades, recrutamento de voluntários para reintroduzir os ouriços fora de Uist e o pagamento de uma recompensa aos camponeses por cada ouriço capturado (Lyll, 2003).

Vantagens

Aparentemente, a detenção em cativeiro é uma solução satisfatória que evita o sacrifício de animais. No Reino Unido, é fácil conseguir o apoio de particulares e de ONGs. Estes oferecem-se para tomar conta dos animais capturados e têm sido capazes de angariar fundos para isso.

Inconvenientes

O custo da translocação de 300 exemplares de ouriços de Uist ronda os 400 €/cabeça (Reeve & Bristow, 2001).

Segundo o Uist Wader Project, a translocação não garante o bem estar dos ouriços, a mortalidade tem sido muito elevada e o tem um impacto previsível nas populações autóctones nos locais de libertação. A manutenção em cativeiro também não é um método satisfatório (Uist Wader Project. 2002e, 2002f)

2.13.4 Recomendações

Recomenda-se investigar o impacto real do Ouriço-argelino na fauna das Canárias e do Ouriço-europeu na dos Açores.

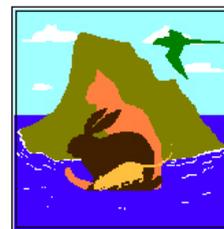
Devem evitar-se as introduções destas espécies, a partir daquelas em que já existem, nos ilhéus e nas ilhas menores, onde o impacto seria maior, tanto nas Canárias e Açores como nas Baleares.

A caça com farol parece a solução mais acertada, pela relação custos/resultados. Pode complementar-se com a procura por cães treinados, durante o dia. Depois da captura, o destino mais razoável parece ser o sacrifício.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.14 MUSARANHOS

2.14.1 Biologia

Os musaranhos são um grupo com quase 300 espécies de insectívoros, distribuídos por quase todo o Mundo, excepto nas latitudes extremas e nos territórios mais isolados. *Suncus* conta com 13 espécies exclusivas do Antigo Continente. O machos deste género têm glândulas que secretam um intenso odor almiscarado. Pelo seu lado, *Crocidura* é o género de mamíferos com mais espécies, conta com 153.

O Musaranho-anão, *Suncus etruscus* foi recentemente introduzido nas Canárias (Tenerife) (López-Fuster, 2002). Este insectívoro está amplamente distribuído desde o Palearctico até a Sudeste Asiático. É um dos mamíferos mais pequenos do Mundo, com apenas 4 a 5 cm de comprimento e apenas 2g de peso.

O seu metabolismo elevado obriga-o a ingerir várias vezes o seu peso em presas. Pode ter até 6 gerações por ano, que duram uns 28 dias, ao fim dos quais dão à luz 2 a 5 crias.

S. etruscus é solitária, embora os jovens e os casais convivam pacificamente na época da reprodução.

A população canária de musaranhos, considerada até agora como *Crocidura osorio*, foi descrita como conspécífica com *C. russula* e de introdução recente no arquipélago a partir da Península Ibérica (Vogel *et al.*, 2003). Esta espécie era tida como um endemismo canário e um habitante da laurissilva adaptada a meios humanizados (Molina, 2003).

Outros musaranhos introduzidos nas ilhas espanholas, provavelmente em tempos antigos, são *Crocidura suaveolens* (Minorca) e *C. russula* (Eivissa e Meda Grande, próxima da Península). As populações baleares de *Crocidura* foram descritas como subespécies.

2.14.2 Problemática

Nas Canárias, o impacto do Musaranho-anão é desconhecido, mas suspeita-se que possa colocar problemas aos insectos endémicos e a outros insectívoros. Em diversas ilhas onde foi introduzido, *S. murinus*, uma das maiores espécies deste género, pode causar graves prejuízos aos invertebrados e aos répteis autóctones (Varnham *et al.*, 2002). Na Canária Grande, o efeito da população de *C. russula* sobre os invertebrados autóctones deveria ser revisto. Não foram mencionados impactos possíveis dos musaranhos introduzidos nas Baleares.

2.14.3 Métodos de controlo

2.14.3.1 Armadilhagem

Descrição

Na Île aux Aigrettes (Maurícia, 25 ha) foi realizada uma tentativa de erradicação de *S. murinus*. Depois de 7 meses de armadilhagem contínua (ca. 100.000 armadilhas-noite, com

Musaranhos

armadilhas Longworth e outras similares, com uma malha de 12,5 m), voltaram a encontrar-se musaranhos e a população recuperou o seu nível original. Foi revisto a questão da selecção de habitat e foi feito um ensaio numa ilha de 2 ha para desenvolver um protocolo válido, conseguindo erradicá-los, aparentemente, nas primeiras 5 noites de um total de 20 (Varnham *et al.*, 2002).

Foram descritos vários métodos para a captura de musaranhos. Em geral, estes micromamíferos são bastante sensíveis a armadilhas-poço ou *pitfall* (Schmidt, 1994; RIC, 1998a; Laakkonen *et al.*, 2003; B.E. Coblenz, *in litt.* 2003; F.W. Schueler, *in litt.* 2003) devido ao seu comportamento curioso e inquisitivo. Não é necessário isco neste tipo de armadilhas (Schmidt, 1994), mas é conveniente introduzir alguma comida se se quer manter as capturas com vida, para além de supervisioná-las em cada 1,5 a 2 h, para evitar o canibalismo (RIC, 1998a). Normalmente, é suficiente uma profundidade de 20 cm (RIC, 1998a). As vedações de intercepção ajudam a aumentar a eficiência (RIC, 1998a; Laakkonen *et al.*, 2003).

Nas Marianas, capturam *S. murinus* com armadilhas para serpentes, depois modificadas, análogas a nassas cilíndricas com a entrada alargada, e onde se põe uma portinhola com abertura num só sentido; estas armadilhas evitam a condensação que ocorre nas Sherman em clima quente e húmido, e que se torna prejudicial para os animais capturados (C. Kessler, S. Vogt, *in litt.* 2003).

As armadilhas-caixa são mais eficazes a capturar musaranhos que as armadilhas de ferros (Lee, 1997).

Whittaker & Feldhamer (2000) utilizam a armadilha “russa” baseada nos desenhos de Kerimov, Shchipanov e Sheftel. Minkova & Roussev (1998) usam modelos de armadilhas de construção própria. A armadilha Ugglan, é uma armadilha-caixa para pequenos mamíferos, *inclusivé* musaranhos, de estrutura simples. Segundo Whittaker & Feldhamer (2000), as armadilhas russas são cerca de 22% mais eficazes, mais fáceis de instalar e cinco ou seis vezes mais baratas que as Longworth. Numa comparação entre armadilhas Ugglan e Longworth, ambas são igualmente efectivas, mas as Ugglan necessitam de menos manutenção e são oito vezes mais económicas (~10€ contra ~80€/unidade) e as Longworth precisam que se incorpore alguma protecção contra o Sol (Lambin & Mackinnon, 1997).

Em [the shrew methods pages](#) podem encontrar-se mais detalhes sobre armadilhagem de musaranhos.

Vantagens

Permite libertar as capturas não-alvo.

Inconvenientes

Trabalhoso e, possivelmente, incapaz de capturar toda a população (Varnham *et al.* 2002).

2.14.3.2 Cães

Descrição

Nas Marianas, os cães locais caçam musaranhos (*S. murinus*) com bastante eficácia (C. Kessler, *in litt.* 2003). No entanto, esta espécie é muito maior que o Musaranho-anão, que talvez seja menos atractiva como presa.

Podem ser úteis como método auxiliar e em casos pontuais.

Musaranhos

2.14.3.3 Métodos químicos

Descrição

Para *S. murinus* sugerem-se baratas iscadas com veneno (J. Parkes, *in litt.* 2003) ou pequenos ovos com 1080 (S. Lloyd, *in litt.* 2003), mas estes métodos não parecem ter sido ensaiados. Fizeram-se provas com anti-coagulantes (brodifacum) (Morris & Morris, 1991; Bell, 2002). No caso do Musaranho-anão, teriam que considerar-se os iscos adequados.

Vantagens

O 1080 é pouco tóxico para os répteis, mas muito mais tóxico para os mamíferos, seguidos pelas aves.

Inconvenientes

Os musaranhos são pouco susceptíveis aos anti-coagulantes (até 100 vezes menos que as ratazanas) e as quantidades de isco que deveriam consumir (50 ppm) são demasiado grandes (Morris & Morris, 1991). Em provas efectuadas no campo, Bell (2002) sugere que são capazes de detectar o Bitrex®, o que impede o consumo do isco.

Como não se tratam de pragas agrícolas com importância, os fabricantes não se interessam em desenvolver produtos específicos (Varnham *et al.*, 2002).

O risco de consumo por espécies não-alvo é elevado (J. Parkes, *in litt.* 2003) e as quantidades residuais tão elevadas fazem com que o envenenamento secundário seja um sério problema no caso de anti-coagulantes. No caso do 1080, o risco de intoxicação de aves e mamíferos insectívoros e necrófagos é elevado. Os canídeos são as espécies mais sensíveis ao 1080 que deve evitar-se onde existam cães domésticos.

2.14.3.4 Iscos

Descrição

Aparentemente, distintas espécies ou populações de musaranhos podem ser atraídas por diferentes iscos que podem não funcionar com outras. Diferentes populações de *S. murinus* preferem desde gafanhotos vivos presos a um cartão (Schueler, *in litt.* 2003) a comida de cães ou gatos (C. Kessler, S. Vogt *in litt.* 2003).

Bell (2002) menciona uma pasta de azeite vegetal com peixe, mas não se obtêm resultados, talvez pela presença de bitrex no brodifacum.

Varnham *et al.* (2002) experimentaram diferentes iscos e concluíram que não existem diferenças entre as armadilhas iscadas ou não iscadas, já que os musaranhos entravam nas armadilhas para investigar. Estes autores sugerem que, pelo menos no princípio, não é necessário iscar as armadilhas. Para além disso, existe uma grande variabilidade individual relativamente à curiosidade pelas armadilhas e preferência de iscos.

2.14.4 Recomendações

Antes de conhecer os impactos reais, é conveniente realizar um seguimento periódico da abundância e expansão do Musaranho-anão. É necessário evitar a translocação desta e doutras

Musaranhos

espécies de musaranhos (presentes nas Baleares) para ilhéus e ilhas menores onde o impacto seria maior.

Recomenda-se aprofundar o conhecimento das populações de *Crocidura russula* (ex *osorio*) para avaliar os seus possíveis efeitos invasores.

Também se recomenda efectuar ensaios de armadilhagem para determinar métodos e iscos mais convenientes para *S. etruscus*, no caso de se decidir alguma acção.

O uso de veneno só seria recomendável no caso de não existirem riscos de intoxicação não-alvo e secundária de aves (insectívoras e necrófagas) e com produtos anti-coagulantes.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.15 MEGAQUIRÓPTEROS

2.15.1 Biologia

Rousettus aegyptiacus distribuem-se pela África sub-sahariana, Egipto e o Sudoeste Asiático, introduzida nas Canárias a partir de fugitivos de colecções zoológicas. Existem duas populações estabelecidas em Tenerife.

Os morcegos da família *Pteropodidae* são 173 spp em zonas tropicais do Velho Mundo, normalmente arborícolas e consumidores de fruta, nectar ou polén das plantas. Possivelmente, será justificado considerá-los uma ordem à parte dos morcegos insectívoros. O género *Rousettus* em geral e *R. aegyptiacus* em particular, estão essencialmente vinculados às grutas, pelo que se podem considerar como cavernícolas obrigatórios, pelo menos durante uma parte do ciclo anual. De entr os megaquirópteros, o género *Rousettus* é o único que utiliza, em certo grau, a ecolocação, para além da visão. São animais com uma grande longevidade (até 23 anos).

Nas colónias de *R. aegyptiacus*, parte dos indivíduos podem realizar migrações sazonais. Os dormitórios podem acolher milhares de exemplares, e são bastante ruidosos.

A gestação dura uns quatro meses e as fêmeas, no início, carregam com as crias e, depois, deixam-nas pousadas. Em Tenerife, no Norte, registaram-se fêmeas com crias nos inícios do Verão; no Sul, registaram-se em Outubro. (STGTAVS, 2003).

2.15.2 Problemática

Pelo menos nos países em que são nativos, os prejuízos nas culturas parecem ser menores do que se pensa, uma vez que os morcegos são atraídos pela fruta demasiado madura para a sua recolocção (Pierson, 1984; Tuttle, 1984; Mistry, 1995). *R. aegyptiacus* é um activo recolector de sementes, tanto de plantas silvestres como cultivadas (Korine *et al.*, 1999). No primeiro caso, poderia ser uma vantagem para a flora autóctone, mas também pode dispersar espécies exóticas no meio.

Como necessitam de grandes árvores como dormitório, algumas espécies consideram-se um problema nos jardins botânicos (Richards & Hall, 2000)

Outras consequências prováveis são a competição pelo espaço com as espécies ameaçadas e a atitude negativa que se gera entre as pessoas em relação aos quirópteros em geral (Logendio, 2003).

Megaquirópteros

2.15.3 Métodos de controlo

2.15.3.1 Armadilhagem

Descrição

Na Austrália, usam-se armadilhas chamadas [megaharp](#) baseadas nas armadilhas-harpa usadas para megaquirópteros. Consistem em dois quadros armados com séries de fios de *nylon*, ou de aço muito fino e cobertos de *nylon*, para que os morcegos deslizem por eles até uma bolsa no interior, onde são capturados. Usando este sistema podem capturar-se várias centenas de animais de uma vez só.

No mercado, existem armadilhas-harpa pré-fabricadas, a maior parte de 2 m, ao preço aproximado de 1000 US\$.

Estas armadilhas de menor tamanho podem suspender-se à altura das copas (Sedgeley & O'Donnell, 1996).

Em Bali, são usadas tradicionalmente grandes mangas para capturar megaquirópteros, o que pode ser útil, pontualmente, em dormitórios.

Vantagens

Método incruento.

Inconvenientes

As armadilhas comerciais são bastante pequenas, permitindo uma amostra mas não a captura de uma colónia completa.

2.15.3.2 Tiro

Descrição

O tiro em hortas e em dormitórios é um método muito eficaz e muito utilizado para controlar morcegos (Loebel & Sanewski, 1987). Em Nova Gales do Sul autorizam-se anualmente um número de licenças e de morcegos que podem abater-se a tiro, devido a prejuízos nas culturas frutícolas (Mandelc, 1999; Mandelc & Carr, 2000). O número de licenças é revisto, com a intenção de fomentar o espantamento em vez do abate (Mandelc & Carr, 2000). Em todo o caso, o número de raposas voadoras realmente abatidas pode ser muito inferior (cerca de 20%) ao das licenças emitidas (Mandelc & Carr, 2000), embora possa aproximar-se dos 50% (Waples, 2001).

Vantagens

Requer equipamento pouco específico.

Inconvenientes

Muito conspícuo. Não utilizável em dormitórios de zonas habitadas. Pode gerar reacções contrárias por parte das pessoas.

Megaquirópteros

2.15.3.3 Destruição de poisos

Descrição

Em Queensland, Austrália, certos dormitórios foram dinamitados ou incendiados (Austrop, 2000b). Estes métodos são absolutamente desaconselhados, por razões óbvias.

2.15.3.4 Exclusão

Descrição

Nos casos em que se pretende minimizar a presença de morcegos frugívoros nas zonas cultivadas, estas podem ser cobertas com redes que impeçam a passagem destes (e doutros) vertebrados voadores (Wong, 2000; Waples, 2001; Austrop, 2002b). Estes sistemas de vedação devem utilizar-se para assegurar a permanência em cativeiro dos exemplares nos zoos.

Em Israel, e noutros lugares, utilizaram-se redes japonesas em torno das zonas cultivadas. Nessas são capturados morcegos durante três dias. Depois disso, os morcegos evitam a zona onde se armadilhou (Korine *et al.* 1999).

Também se aplicam ultra-sons, o que economiza tempo e esforço, embora a sua eficácia a longo prazo não esteja demonstrada (Korine *et al.* 1999).

Vantagens

Impacto reduzido na fauna.

Inconvenientes

Os custos da cobertura das hortas são muito elevados (Wong, 2000; Waples, 2001). Não impedem outros possíveis danos sobre o meio ambiente e a flora autóctone.

2.15.3.5 Electrocução

Descrição

Numa situação, colocaram-se cabos eléctricos para controlar os morcegos frugívoros (Austrop, 2002a). Este método é qualificado de “draconiano” por Wong (2000), embora este não o desautorize expressamente.

Este método é absolutamente não selectivo e estará, pelo menos, proibido pelas normativas nacionais e europeias.

2.15.3.6 Métodos químicos

Descrição

Em Israel, o tratamento com lindano contra *Rousettus aegyptiacus* ocasionou uma grande mortalidade de microquirópteros (Tuttle, 1984; Makin & Medelsohn, 1985).

Desaconselha-se totalmente este tipo de método para combater os morcegos frugívoros por ser altamente inespecífico.

Megaquirópteros**2.15.3.7 Destruição de dormitórios****Descrição**

Os dormitórios têm sido queimados, gaseados e dinamitados para controlar os morcegos frugívoros na Austrália (Austrop, 2002a). Desaconselha-se totalmente este tipo de métodos.

2.15.3.8 Judas**Descrição**

O seguimento com rádio de animais previamente capturados permite a localização de colónias e zonas de alimentação para capturar ou disparar sobre os indivíduos. Em poucos dias, os jovens criados “à mão” incorporam-se nas colónias (Anónimo, 1999; Ford, ca. 1997).

Vantagens

Sistema bastante eficaz para localizar dormitórios e frutos de alimentação, para verificar danos e proceder à captura.

2.15.4 Recomendações

Todos os exemplares mantidos em cativeiro deveriam ser marcados permanentemente, esterilizados e mantidos em recintos seguros.

Desaconselha-se totalmente a utilização de meios químicos ou de destruição maciça em poisos ou dormitórios, incluindo a destruição não selectiva mediante outros métodos (electrocução, anzóis que rompem o patágio, ...)

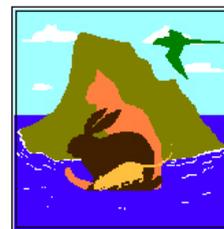
Para proteger as culturas, recomenda-se o uso de ultra-sons e a captura em torno do campo para dissuadir os morcegos.

Para o seu controlo em geral, e para evitar danos nos ecossistemas naturais, deveriam utilizar-se grandes armadilhas-harpa em dormitórios. Para os localizar, seria útil a utilização de Judas, especialmente quando as populações são reduzidas. Se existe interesse, o destino dos animais capturados poderá ser o cativeiro, com prévia esterilização e marcação (é uma espécie com grande longevidade e susceptível de despertar simpatia entre as pessoas). Em caso contrário, recomenda-se o sacrifício.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.16 CÃO ASSILVESTADO

2.16.1 Biologia

O cão (*Canis familiaris*) foi uma das primeiras espécies animais domesticadas pelo Homem, há já 13 ou 14 000 anos. Encontra-se com frequência no meio natural devido a fugas e abandonos dos animais de companhia. Normalmente, limitam-se a divagar dependendo de carne putrefacta ou de lixo, mas, também podem sobreviver da caça e, inclusivamente, organizam-se em matilhas. Alguns destes cães continuam a ter donos e, nalgumas temporadas, dependem deles. Até este ponto fala-se de cães vagabundos. No caso de se verificar reprodução e o estabelecimento de populações auto-suficientes, isto é, que não requerem de contributos externos para manter ou aumentar o seu número. Fala-se de populações assilvestradas.

Devido às características derivadas da selecção artificial, as fêmeas podem teraios em diferentes épocas do ano. Em função das múltiplas raças existentes, a forma e o tamanho são muito variáveis e, deste modo, também o leque de espécies que podem predar. A dieta é muito ampla e podem aproveitar numerosos resíduos de origem antrópica.

2.16.2 Problemática

Em alguns lugares, verificam-se problemas de hibridação com lobos (Boltani *et al.*, 1991), mas o impacto mais generalizado deve-se à predação sobre a fauna selvagem ou sobre o gado doméstico. É um predador de ninhos de aves terrícolas (Duarte & Vargas, 2001).

Os problemas não se limitam aos cães vagabundos ou vadios. Mas também aos cães dos pastores e domésticos, que apesar de acompanhados pelos donos geram uma série de prejuízos, tais como a introdução de doenças, predação e incómodos na fauna (Sime, 1999).

2.16.3 Métodos de controlo

2.16.3.1 Controlo das fontes

Descrição

A primeira medida a tomar com carácter geral consiste em manter os animais de companhia no âmbito exclusivamente doméstico. O seu controlo estrito deve ser feito pelas autoridades e facilitar a esterilização das fêmeas.

A eliminação e o controlo continuado de cães vagabundos é uma maneira eficaz de evitar que se estabeleçam populações assilvestradas (capazes de manter-se demograficamente sem novas fugas) (Boltani *et al.*, 1991).

Cão assilvestrado**2.16.3.2 Tiro****Descrição**

O tiro pode efectuar-se nas imediações de um isco natural, como um carcaça ou em áreas utilizadas habitualmente por cães (Green & Gipson, 1994).

2.16.3.3 Armadilhagem**Descrição**

Foi realizada usando armadilhas-caixa, por exemplo, no P.N. Timanfaya, embora não se tenham capturado cães (Schuster & Vicente-Mazariegos, 2003a). Em princípio, estas armadilhas são úteis para cachorros e só ocasionalmente para adultos (Green & Gipson, 1994; Green *et al.*, 1994). Uma armadilha grande utilizada em Espanha (Fernández-Arias & Folch, 1995; Herranz *et al.*, 1999; Guzmán & García, 1999) dá bastante bons resultados, embora a sua eficácia varie muito com as localidades.

Os laços são eficazes com cães e outros canídeos (Rollins, 1990; Green & Gipson, 1994; Green *et al.*, 1994; TWDMS, 1998e; 1998f; Herranz *et al.*, 1999). O uso de travões faz deles um instrumento de captura de animais vivos.

Nos Estados Unidos da América, as armadilhas de ferros usam-se habitualmente com coiotes. (TWDMS, 1998e; 1998f), dado que estes entram raramente nas armadilhas-caixa (Andelt, 1993).

As armadilhas de ferros colocam-se próximo de postos com feromonas (urina), de caminhos ou de carcaças de animais. Podem usar-se molas por baixo do disparador para aumentar a força necessária para a disparar, evitando capturas não-alvo.

2.16.3.4 Exclusão**Descrição**

Na Austrália, foram levantadas centenas de quilómetros de vedação para excluir dingos. Nos últimos anos, introduziu-se a electrificação com um grande êxito. Em Orchard (1999), podem encontrar-se alguns detalhes de instalação.

2.16.3.5 Tóxicos**Descrição**

Diversos produtos foram utilizados para matar cães vagabundos e vadios, desde a estriquinina a misturas de produtos fitosanitários. Em Cágados utilizou o 1080 para controlar cães assilvestrados (Tomkins, 1985). Também se utilizaram colares com esse produto para matar canídeos predadores de gado e distribuidores de cápsulas de cianeto (Green & Gipson, 1994). Como regra, o envenenamento deve ser excluído dos trabalhos de gestão de canídeos, dado os problemas de intoxicação acidental e secundária que origina.

Cão assilvestrado**2.16.3.6 Judas****Descrição**

Foi sugerida a técnica de Judas com cães assilvestrados, utilizando depois uma aeronave para abater uma matilha completa (Green & Gipson, 1994).

2.16.3.7 Iscos**Descrição**

Os membros da família Canidae parecem ser atraídos pelo odor da *Valeriana officinalis* (Bateman, 1988).

Os iscos naturais (carne e carne putrefacta) são atractivos para os canídeos em geral (TWDMS, 1998e, f; Allne, 2003) e são utilizados tanto em programas de armadilhagem como de envenenamento. Para além disso, vários iscos artificiais são muito atractivos para estas espécies.

O odor sintético a ovos podres (SFE) ou o pó de ovos podres (FEP) foi usado com diversos canídeos (Andelt, 1993; Travaini *et al.*, 1996; Novaro *et al.*, 2000). O composto sintético denominado FAS (Fatty acid scent), à base de 10 ácidos gordos presentes no ovo podre, é muito atractivo e muito específico para canídeos (Roughton, 1982; Beltrán *et al.*, 1991; Andelt & Woolley, 1996; RIC, 1999a; Novaro *et al.*, 2000). Alguns autores (Woelfl & Woelfl, 1997) não encontram diferenças entre o FAZ e as sardinhas como atractivos para coiotes.

O FAS usa-se de forma estandardizada em estações de cheiro para detectar a presença de canídeos como o método logisticamente mais simples e economicamente menos dispendioso (RIC, 1999a). Apresenta-se em discos de gesso saturados com a mistura e manipulados com pinças (Roughton & Sweeny, 1982). Também pode utilizar-se para atrair os cães assilvestrados para a armadilha (Andelt, 1993) ou para a área de captura ou de disparo.

Outros iscos odoríferos baseiam-se em feromonas de carnívoros. Utilizou-se, por exemplo, a urina do lince em estações de cheiro para raposas (Beltrán *et al.*, 1991).

2.16.4 Recomendações

Recomenda-se a captura ou o abate dos cães assilvestrados. Para controlar as fontes, todos os cães deveriam ser adequadamente marcados. As autoridades deveriam comprovar se os cães divagantes têm um proprietário e sensibilizá-los sobre esta questão. Todo o cão vagabundo não identificado deveria ser retirado e os que estivessem marcados, devolvidos aos seus donos com uma admoestação.

Como métodos, devem utilizar-se o tiro oportunista e a armadilhagem com armadilhas-caixa de tamanho grande. Como isco, para além de vísceras e outras carnes, podem usar-se discos de estuque com o atractivo odorífero FAS.

Nos casos em que se considere necessário, poderiam autorizar-se os caçadores e os gestores de caça ao controlo discrecional de cães claramente abandonados em áreas rurais. Isto seria aplicado aos animais sem nenhum tipo de identificação visível á distância.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.17 GATO ASSILVESTRADO

2.17.1 Biologia

O Gato (*Felis catus*) é um carnívoro muito conhecido pela sua popularidade como animal de companhia. Parece ser originário de *F. libyca*, espécie norte-africana e do Próximo Oriente, que habita semi-desertos. Podemos distinguir quatro graus de domesticidade:

- gatos que apenas se movem no âmbito doméstico;
- gatos cujo proprietário lhes fornece alimento e se encarrega, em maior ou menor grau da sua saúde, mas que vagueiam pelos arredores e são, portanto, capazes de caçar;
- gatos vadios, que admitem proximidade, pelo menos de algumas pessoas que não são os seus donos. Podem caçar e alimentam-se de resíduos em contentores de lixo ou lixeiras, e dos alimentos que as pessoas lhes proporcionam;
- gatos assilvestrados, ariscos e sem contacto com humanos, dos quais se mantêm à distância. Caçam e aproveitam furtivamente resíduos de origem humana.

Excepto os da primeira categoria, todos os outros podem causar danos na fauna silvestre, especialmente por predação. Em todos eles se verifica um fenómeno de facilitação, isto é, a população mantém-se a um nível demográfico estável e elevado graças aos contributos externos de alimento (comida, lixo, etc); estas população “subvencionadas” são capazes de exercer mais dano do que se dependessem exclusivamente dos recursos naturais.

Os gatos suportam condições de privação de água e se consomem presas vivas podem passar sem água em ecossistemas semi-áridos. Capturam todo o tipo de presas até à sua massa corporal (Paltridge *et al.*, 1997).

As fêmeas produzem normalmente duas ninhadas por ano mas, se a ninhada se perde, a fêmea entra de novo em cio. A gestação dura 65 dias e o desmame acontece ao fim de oito semanas. O tamanho da ninhada atinge os 8 gatinhos. São independentes ao fim de 6 meses (Ewer, 1973). No entanto, as fêmeas podem ficar grávidas antes do desmame, pelo que em condições ideais, podem produzir-se partos em cada oito semanas.

A territorialidade e sociabilidade dos gatos é variável segundo as áreas e o grau de domesticidade dos indivíduos. Segundo Ewer (1973), os gatos seriam basicamente solitários mas, em algumas zonas, com organização social e hierárquica. Molsher (1999) descreve uma população australiana de gatos assilvestrados solitários e não territoriais. Os gatos estudados por Genovesi *et al.* (1995) são também solitários mas territoriais. Por seu lado, Liberg (1980) encontra diferenças na sociabilidade, com animais solitários e outros em grupos; as áreas sobreporiam-se parcialmente nos machos, e mais nas fêmeas, mas sempre entre animais do mesmo grupo. Gillies *et al.* (2000) encontram que as áreas se sobrepõem amplamente, inclusivamente nos machos.

Em zonas rurais, as áreas de alimentação dos gatos assilvestrados são maiores nos machos que nas fêmeas e atingem 400 ha (Gillies *et al.*, 2000) e inclusivamente 95 km² (Goltz *et al.*, 2001); em meios urbanos, são muito inferiores (Dards, 1978; Haspel & Calhoon, 1989). Inversamente, as densidades em habitats urbanos atingem várias centenas de exemplares por quilómetro quadrado (Dards, 1978; Haspel & Calhoon, 1989), mas são muito menores em meio rural, cerca de 3 ou 4 4/km² (Liberg, 1980; Fitzwater, 1994). As fêmeas são mais filopátricas que os machos; entre os machos só os domésticos o são (Liberg, 1980).

Gato assilvestrado

A renovação nas colónias de gatos é contínua e muito rápida, sendo a mortalidade e emigração compensadas por imigração ou por movimentos de dispersão (Wilson *et al.*, 1994). No entanto, um estudo mostra que os recém-chegados a uma colónia alterada não chegam a reproduzir-se (Nutter *et al.*, 1999); parece que, depois de uma temporada de reprodução, as interações agressivas em colónias entre os machos vasectomizados e castrados aumentam, pondo em perigo a estabilidade da colónia (Nutter *et al.*, 1999). Numa colónia eliminada experimentalmente, passaram 6 meses até a população recuperar 70% do seu tamanho original. Pelo que os autores estimam que um controlo deste tipo deve realizar-se duas vezes por ano para manter a população controlada (Wilson *et al.* 1994). Nos gatos vadios, a taxa de renovação é muito mais alta que nos gatos que recebem alimento (Genovesi *et al.* 1995). Estes autores também verificaram que estas populações evitam totalmente o Homem.

2.17.2 Problemática

Listado pela UICN como uma das 100 piores espécies de exóticas invasoras.

Os gatos são eficazes predadores de vertebrados. Assim, são a principal ameaça para alguns mamíferos insulares (Humphrey & Barbour, 1981; USFWS, 1999; Álvarez & Ortega, 2003), répteis (García-Marquez & Martín, 2001; Rando & López, 2001; Mateo & Silva, 2003) e aves (Duvall, 2001; Goltz *et al.*, 2001) e seus ninhos (Duarte & Vargas, 2001). No caso dos répteis, os gatos não são tão eficazes como os herpestídeos (Henderson, 1992), que predam répteis activamente, inclusivamente com o tamanho de uma iguana (Mitchell *et al.*, 2002). Todavia, mesmo que consumindo-os de forma acidental, podem ameaçar populações exíguas de algumas espécies (García-Marquez & Martín, 2001; Rando & López, 2001; Mateo & Silva, 2003). O mesmo acontece com aves ameaçadas (Rando & López, 2001; Martín *et al.*, 2002; Mayol, 2003; Menezes & Oliveira, 2003; Ruiz & Martí, 2003).

Embora alguns estudos mostrem que a maior parte da dieta dos gatos assilvestrados consta de outras espécies alóctonas (até aos 70% nas Canárias, segundo os dados de Nogales e Medina, 1996, 85% em Pontier *et al.* 2002) estas permitem manter populações elevadas de Gato que exercem uma pressão insustentável sobre as espécies autóctones. Apesar da proporção de aves não ser muito grande no seu estudo, Pontier *et al.* (2002) descrevem como a dita proporção cai ao longo do tempo, como consequência do impacto dos gatos. Em Fuerteventura, cerca de 50% dos ninhos de *Saxicola dacotiae* perdem-se por predação por gatos, assim como alguns adultos enquanto incubam (J.C. Illera, com. pess., 2003). Nalgumas localidades, os répteis, incluindo algumas espécies são endemismos muito ameaçados, constituem 60% do número de presas dos gatos e 100% de presença na sua dieta (Rando & López, 2001).

Em Maiorca, o efeito dos gatos sobre a caça menor levou a um impacto indirecto muito grave, tal como o provocado pelo uso ilegal e indiscriminado de veneno por parte dos gestores dos cotos de caça, o que se repercutiu em todo o conjunto dos necrófagos (Tewes & Jiménez, 2000).

Também nas áreas continentais, os gatos vagabundos e assilvestrados são uma ameaça para os vertebrados silvestres (Mitchell & Beck, 1992; Coleman & Temple, 1993; 1995; Coleman *et al.*, 1997; The Mammal Society, 1997; Hawkins, 1998; Crooks & Soulé, 1999; Sanders & Maloney, 2002). Entre estas incluem-se os gatos selvagens cujas populações se vêm ameaçadas por introgressão genética por hibridação (García-Perea, 2002; Huckles, 2002) e pela transmissão de doenças aos felinos selvagens (Courchamp, 1996; Coleman *et al.*, 1997). Existe também um problema de competição com espécies nativas, dado que a disponibilidade de presas para os predadores autóctones se vê reduzida pela predação dos gatos (George, 1974).

Os gatos que dispõem de subsídios permanentes de comida não dependem do número de presas para regular a sua população, pelo que podem manter pressões insustentáveis sobre as espécies raras (p. ex. Hawkins, 1998; Courchamp *et al.* 1999b). Para além disso, na ausência de

Gato assilvestrado

predadores de maior dimensão, produz-se um aumento do efeito dos mesopredadores como o gato (Crooks & Soulé, 1999; Molsher, 1999). Se os gatos vagabundos podem não constituir um problema para as espécies abundantes em habitats suburbanos, afectam as espécies mais raras, particularmente em habitats fragmentados (Barratt, 1994; Crooks & Soulé, 1999). Os gatos abundam mais nas proximidades das casas em núcleos de vivendas extra-urbanas que longe delas (Odell & Knight, 2001) e a distribuição das suas presas está condicionada por isso (Baker *et al.*, 2003), pelo que a proximidade de tais residências a lugares sensíveis para a conservação é indesejável.

As associações de defensores de gatos assilvestrados minimizam ou negam o impacto dos gatos na fauna silvestre (SFSPCA; ACA 2003a), inclusivamente, o impacto sobre as aves nas ilhas (ACA, 2003b). Porém, as colónias de gatos pressupõem uma fonte importante de populações assilvestradas (Tidemann, 1994; Wilson *et al.*, 1994). Como medida essencial para evitar o aumento das populações assilvestradas, a chegada de gatos deveria ser controlada (Natrass, 1993; Webb, 1995). Isto depende em grande medida da implicação da população que proporciona alimento a essas colónias (Ogan & Jurek, 1997). A legalidade das actividades de manejo das colónias de gatos foi questionada tanto do ponto de vista humano como pela negligência face à conservação da biodiversidade, em particular porque os seus promotores não introduzem valores ambientais no seu discurso e pela desinformação que geram (Jessupp, 2002).

2.17.3 Métodos de controlo

2.17.3.1 Controlo das fontes

Descrição

Como foi mencionado, é fundamental o controlo de fontes de gatos assilvestrados e vagabundos. Foi proposto que apenas os criadores autorizados deveriam ter gatos sem esterilizar, sendo responsáveis pelas fugas, sob o risco de perderem a sua licença e que, pelo menos, qualquer gato doméstico em liberdade estivesse esterilizado (Natrass, 1993).

As campanhas de identificação dos gatos e consciencialização dos proprietários são muito importantes, incluindo a edição de folhetos (DNRE, 2003).

2.17.3.2 Luta biológica

Descrição

O vírus da pan-leucopenia felina (VPF o FPV) foi utilizado para o controlo de gatos assilvestrados em Marion Island (África do Sul). Em 1977, com um efectivo populacional de 3405 animais (11,7/ km²), capturaram-se 90, infectaram-se com estirpes diferentes de FPV e soltaram-se de novo. A população reduziu-se a 615 animais em 1992 (29% de decréscimo anual), e, desde então, a taxa continuou com 8% por ano. O tamanho das ninhadas diminuiu e o reduzido número de sub-adultos foi crítico para a evolução da população. Desde 1986, usaram-se outros métodos até à erradicação em 1991 (van Aarde, 1984; van Rensburg *et al.*, 1987; Huntley, 1996).

Para o controlo biológico com o uso do VPF, o protocolo recomendado é: depois de calculado o tamanho da população, deve ser capturado pelo menos 5%. Um indivíduo deve ser separado e inoculado e, uma vez comprovado que a estirpe é virulenta, o resto dos animais devem ser inoculados e libertados (a morte por pan-leucopenia pode ocorrer em 24 h). O ponto de

Gato assilvestrado

libertação deve encontrar-se tão afastado do da captura quanto seja possível, para aumentar os movimentos dos animais infectados e aumentar os contactos com os animais sãos (Veitch, 1985). Como o VPF causa a morte num espaço de tempo reduzido, em densidade elevadas aumenta a sua eficácia (van Aarde, 1984).

Outras doenças víricas poderiam ser mais eficazes que a pan-leucopenia felina: o vírus da imunodeficiência felina (VIF ou FIV). Ambos estão amplamente distribuídos no Mundo, com baixa prevalência (Courchamp & Pontier, 1994; Fromont *et al.*, 1997b). As taxas de transmissão do VIF e o VLF são reduzidas e dependem da estrutura social, mas apenas afectam ligeiramente a população total (Courchamp *et al.* 1995c; Courchamp *et al.*, 1997; Fromont *et al.*, 1997a), se bem que a mortalidade causada pelos dois vírus quando actuam conjuntamente é maior que a soma dos efeitos em separado (Courchamp *et al.*, 1997). Ambos se contagiam e dispersam durante anos antes de produzir a morte do hospedeiro, permitindo maior número de transmissões que o VPF (Courchamp & Sugihara, 1999). Estes vírus nunca provocam a extinção da população (Courchamp *et al.*, 1997), se bem que o VLF possa exterminar totalmente uma população insular de gatos se o nível de resistência é reduzido pelo efeito fundador. Embora a erradicação total seja apenas possível se complementada por outros meios, o seu uso pode ser desejável para manter um controlo permanente em situações em que a erradicação seja impossível (fluxo contínuo de gatos) ou indesejável presença de ratazanas) (Courchamp & Sugihara, 1999).

Tanto o VIF como o VFP transmitem-se por interacções sociais. O carácter variável na sociabilidade do gato constitui um problema na hora de prever os efeitos de uma epidemia (Courchamp *et al.* 1995a; Fromont *et al.*, 1997b).

O VIF transmite-se por mordedura e afecta principalmente os machos dominantes, pelo que a infestação é mais provável em grupos poligínicos; os machos subordinados têm menos probabilidades naturais de sobreviver e, portanto, de transmitir o vírus (Courchamp *et al.* 1995b; Courchamp & Sugihara, 1999; Courchamp *et al.*, 2000). A sua dispersão depende basicamente dos machos erráticos e agressivos (Courchamp *et al.*, 1998). Este vírus transmite-se por lambidelas, cuidados maternos e comida partilhada (Fromont *et al.*, 1997b; Courchamp & Sugihara, 1999).

Maioritariamente, a pan-leucopenia afecta os jovens, mas um grande número destes poderiam morrer de qualquer maneira por processos naturais. Como o VIF e o VLF se transmitem socialmente, seriam mais efectivos que o VPF que se transmite ambientalmente, isto faz também com que seja mais eficaz a densidades reduzidas (Courchamp & Sugihara, 1999). No entanto, o VPF pode continuar a transmitir-se depois da morte do hospedeiro (Cleaveland & Thirgood, 1999), o que prolonga a sua eficácia no tempo.

2.17.3.3 Armadilhagem

Descrição

É o método mais utilizado para a erradicação de gatos nas ilhas, em combinação com o tiro (Nogales *et al.*, in press).

Em Aleganza (10.2 km²), nas zonas mais propícias, usaram-se armadilhas-caixa Tomahawk, levando à total erradicação (Martín, 2003). Também se usaram na Madeira para criar um cordão de segurança em torno de áreas sensíveis (Menezes & Oliveira, 2003). Foram ainda usadas em projectos de conservação de lagartos endémicos das Canárias (Illera, 1999; López-Jurado, 2000; Rando & López, 2001). Para evitar a captura acidental de lagartos, as armadilhas teriam sulcos abertos de 75x50 mm de cada lado (Rando & López, 2001). Em Formentera efectuaram-se controlos

Gato assilvestrado

experimentais com armadilhas comerciais, para evitar o desaparecimento de armadilhas e melhorar o uso dos recursos, contou-se com os caçadores locais.

Na ilha Marion usaram-se armadilhas de ferros e armadilhas-caixa para acabar com os (8) restantes gatos das campanhas de controlo biológico e tiro (Huntley, 1996). Em Herekopare, foram eliminados com armadilhas de ferros (Veitch, 1985). Em Hermite, usaram armadilhas de ferros almofadadas (Algar *et al.*, 2002).

Fitzwater (1994) descreve o desenho de uma armadilha em vivo para gatos. O OAPN também utiliza uma armadilha de desenho próprio para a captura de gatos em Cabrera (Ilhas Baleares) (García-Domínguez, com. pess., 2003). Na ilha do Congresso (Chafarinas) capturou-se um gato com uma armadilha artesanal, com um esforço de armadilhagem muito reduzido (Orueta *et al.*, 1998). Existem numerosas empresas que comercializam armadilhas-caixa de diferentes dimensões, em particular adequadas para gatos.

2.17.3.4 Exclusão

Descrição

A primeira medida de exclusão consiste em manter os animais de companhia no âmbito estritamente doméstico. Desta forma, para além de se impedir a predação “lúdica” por parte dos gatos domésticos, evitam-se tanto os partos incontrolados como o consumo de comida dos gatos domésticos pelos gatos vagabundos. É uma estratégia denominada “Cats indoors” pela American Bird Conservancy (ABC, sem data).

A exclusão com vedações pode ser útil, mas não se considera efectiva a 100% (Veitch, 1994). No entanto, alguns modelos recentes de sebe têm uma lâmina metálica resvaladiça na parte superior e um coroamento com uma saliência de rede e postes flexíveis, e parecem ser intransponíveis pelos gatos (Day & MacGibbon, 2002).

Os arames electrificados são muito pouco efectivos para conter os gatos (Day & MacGibbon, 2002).

2.17.3.5 Tiro

Descrição

Como complemento da armadilhagem, foi utilizado na maior parte das erradicações de gatos nas ilhas (Nogales *et al.*, in press). Na ilha Macquarie foi o método principal, enquanto que na ilha Marion foi complementar ao controlo biológico (Johnstone, 1985).

Depois de 10 anos de controlo biológico na ilha Marion, os gatos foram caçados de noite, com foco e espingardas de 12 por equipas de 4 a 8 atiradores, durante 4 anos (458, 206, 143 e 66 gatos). (Huntley, 1996). Depois, foi complementado com armadilhagem. No ilha Cuvier, também se utilizou uma combinação de outros métodos (Veitch, 1985).

Gato assilvestrado

2.17.3.6 Tóxicos

Descrição

O uso indiscriminado e legal de veneno para controlar os danos de gatos na caça menos tem produzido casos de envenenamento secundário com necrófagos em Maiorca (Tewes & Jiménez, 2000). Ao contrário, em ecossistemas onde não existem riscos para as espécies não-alvo, o envenenamento secundário foi utilizado para eliminar os gatos ao mesmo tempo que as ratazanas, pelo menos nos quatro casos das ilhas Tuhua, Pitcairn, Curieuse y Flat island (ver revisão em Nogales *et al.*, *in press.*).

Os gatos morrem depois de ingerir ratazanas envenenadas com anti-coagulantes. Em pelo menos 13 ocasiões, também se utilizaram tóxicos directamente, no concreto 1080, na maior parte dos casos iscado com peixe ou carne (Tomkins, 1985; Veitch, 1985; Algar *et al.*, 2002; Mitchell *et al.*, 2002; Nogales *et al.*, *in press.*).

Inconvenientes

O uso de venenos destinado a gatos nos nossos arquipélagos pode ter numerosas contra-indicações, sobretudo no que se refere a consumos acidentais por espécies não-alvo.

2.17.3.7 Colónias controladas

Descrição

Múltiplas associações promovem a criação de colónias de gatos: capturam-se os gatos, vacinam-se e recebem-se cuidados veterinários; são esterilizados (vasectomia ou laqueação de trompas) e voltam a libertar-se no local da captura. Estes programas conhecem-se no mundo anglo-saxónico como TNR (trap, neutering, release) ou FCAP (feral cat altering programmes). Nas colónias, os gatos recebem um contributo contínuo de alimento. Em teoria, estas colónias permanecem estáveis e impedem a imigração de novos indivíduos sem esterilizar.

Com frequência, estes programas de esterilização incluem a adopção dos animais mansos (Robinson, 2002). Nas Baleares, foi efectuado em Pollença (Tewes & Jiménez, 2000) e em Formentera (Tewes & Sánchez Artés, 2001). Em Tenerife, realizou-se um acordo com o Cabildo Insular, o colégio dos Veterinários e uma grande parte das clínicas veterinárias da ilha para esterilizar os gatos existentes em criações, os controlados pelas SPA e os que estavam na rua. Através deste acordo, esterilizaram-se cerca de 1000 gatos e gatas. Uma parte foi dado para adopção e outros ficaram ao cuidado das SPA (M. Alonso Vega, com. pess., 2003).

A Cat Protection Society of Victoria, a maior associação australiana de protecção dos gatos deixou o seu programa de esterilização e libertação por razões humanitárias (eventual fim do contributo de alimento, impossibilidade de capturar os animais doentes e difusão de doenças) e outro tipo, como maiores custos, chegada de novos indivíduos e manutenção de grande parte da problemática. Propõem um protocolo para a eliminação das colónias que inclui o diálogo e a colaboração com os que alimentam essas colónias (Webb, 1995). Outras associações internacionais de protecção dos animais são críticas, ou pelo menos cépticas, acerca dos programas de TNR.

Os benefícios sociais destas operações são importantes (Robinson, 2002) o que pode trazer benefícios secundários, como o fim do envenenamento indiscriminado (Tewes & Jiménez, 2000). No entanto, estas actividades apenas são úteis em meios exclusivamente urbanos; onde os gatos são indesejáveis, a esterilização é inútil (Neville, 1989).

Gato assilvestrado

2.17.3.8 Imuno-anticoncepção

Descrição

A imuno-anticoncepção é uma técnica recente e ainda em fase experimental.

Segundo modelos matemáticos (Courchamp & Cornell, 2000) seria possível controlar e erradicar populações isoladas de gatos, sendo a disseminação através de vírus o sistema mais eficaz, em comparação com os iscos com a vacina.

2.17.3.9 Iscos e chamarizes

Os iscos podem ser utilizados para complementar diversas técnicas acima assinaladas. A comida natural pode ser eficaz, mas devem realizar-se provas *in situ*. O peixe fresco é um dos iscos mais efectivos e tem demonstrado ser muito eficaz (Veitch, 1985; Fitzgerald, 1990; Orueta *et al.*, 1998). Nas Canárias, as armadilhagens usaram peixe ou substâncias com esse forte odor (Rodríguez-Luengo, 1988; Ardura & Calabuig, 1993; Illera, 1999; López-Jurado, 2000; Mateo, 2001; Rando & López, 2001). Para além das armadilhas, também foi utilizado para ministrar tóxicos (Mitchell *et al.*, 2002).

Também a comida em lata com sabor a peixe pode ser utilizada com êxito (Veitch, 1985). A carne de carneiro foi utilizada, mas com menos êxito que o peixe. O óleo de fígado de bacalhau pode servir para “refrescar” iscos antigos ou para impregnar as armadilhas, As aves e os roedores são eficazes se estão vivos, mas muito menos se estão mortos (Veitch, 1985). Na Madeira utilizou-se o chouriço (Oliveira com. pess., 1999), e a salsicha fresca em Hermite (Algar *et al.*, 2002).

O cheiro a ovos podres do FAS foi utilizado com felinos (Diefenbach *et al.*, 1994) embora resulte menos eficazes que os odores glandulares (RIC, 1999a). Entre os odores não ligados ao alimento, as fezes ou a urina de gato ou de lince podem ser eficazes a curto prazo (Veitch, 1985; RIC, 1999a), embora outros autores não confirmem que a urina, natural ou artificial, seja eficaz como atractivo (Clapperton *et al.*, 1994)

Vários odores de origem vegetal são utilizáveis como atractivos para gatos, mas a eficácia pode variar muito entre populações. Assim, a Valeriana (*Valeriana officinalis*) foi eficaz na Escócia mas não nas Seychelles, e a Nêveda-dos-gatos (*Nepeta cataria*) também nem sempre é efectiva. O odor das raízes do Kiwi (*Actinidia chinensis*) e do Matatabi (*A. polygama*) são dos mais atractivos para os gatos (Veitch, 1985; Fitzgerald, 1990; Clapperton *et al.*, 1994). Num ensaio em que se comparavam vários odores, a nébeda e a raiz de Matatabi foram os cheiros mais prometedores, para além de não serem atractivos para outras espécies (Clapperton *et al.*, 1994), o que acontece com a Valeriana (Bateman, 1988).

Em Hermite (Austrália), utilizou-se um chamariz luminoso para atrair gatos a armadilhas de ferros almofadadas. Trata-se do Felid Attracting Phonic (FAP), um artefacto electrónico que reproduz a voz de um gato (Algar *et al.*, 2002).

Gato assilvestrado

2.17.4 Recomendações

Como para todos os animais de companhia assilvestrados, a principal medida é a prevenção de fugas e o fomento de campanhas para manter os animais em casa. Nas ilhas, estes devem ser especialmente controlados:

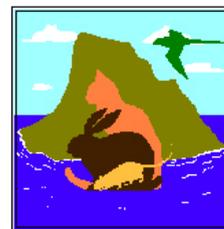
- identificação individual permanente;
- gratuidade de esterilização;
- eliminação dos animais vagabundos;
- supressão de pontos de alimentação e de “colónias controladas” que atraem outros gatos vagabundos, favorecem o incremento e servem de sumidouro para quem quer abandonar os seus animais de companhia.

Para a captura de populações ou indivíduos assilvestrados ou vagabundos recomenda-se o uso de armadilhas em vivo. O isco deverá avaliar-se para cada caso, mas recomenda-se o peixe ou outros alimentos com sabor a peixe. O destino dos animais capturados vivos deverá garantir que a fuga não volta a ocorrer. Na maior parte dos casos, e tendo conhecimento da origem destes animais, provenientes de uma detenção pouco cuidadosa, deverá proceder-se ao sacrifício da forma mais humanitária possível.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.18 OUTROS CARNÍVOROS

2.18.1 Biologia

As espécies que aparecem mais frequentemente nas listas de invasoras são os mustelídeos, viverrídeos e herpestídeos. Algumas espécies destas famílias acompanharam o Homem desde há centenas de anos. Mais recentemente, também um membro da família Procyonidae se estendeu para fora da sua área de distribuição original.

Nas Baleares, *Mustela nivalis*, *Martes martes* e *Genetta genetta* foram espécies introduzidas na Antiguidade (Palomo & Gisbert, 2002). Dado que a fauna de vertebrados não voadores foi completamente substituída por espécies continentais desde os tempos pré-históricos (Schüle, 2000; Masseti, 2002), estas espécies fazem parte, na actualidade, das comunidades naturais dessas ilhas. Em muitos casos, produziu-se um fenómeno de subespeciação, como foi o caso de *M. m. minoricensis* em Minorca (López-Martín, 2002), ou de *G.g. balearica* de Maiorca, ou *G.g. isabellae* em Eivissa (Calzada, 2002).

Na Macaronésia, as introduções são todas mais recentes. Nos Açores, estabeleceu-se *M. nivalis* em São Miguel e na Terceira, e *Mustela furo* nestas duas ilhas e São Jorge, Pico e Flores. Na Canária Grande e em Tenerife também se observaram *M. furo*. Existe divergência de opiniões acerca da capacidade de *M. furo* sobreviver na Natureza. Enquanto é habitual que os furões morram pouco tempo depois de fugirem ou se percam, existem evidências documentadas de introduções desta espécie em diversos lugares; há autores que afirmam que se trataria de populações híbridas com o agriotipo do Furão, o Toirão (*M. putorius*). Uma extensa revisão comentada sobre esta questão pode consultar-se em Jurek (2001) e Whisson & Moore (1997).

Outras espécies de mustelídeos que demonstraram ser invasores noutras partes do Mundo são *Mustela erminea* e *Mustela vison*. *Herpestes auropunctatus* é um herpestídeo (próximo dos viverrídeos) introduzido frequentemente nas ilhas de todo o Mundo, incluindo o Mediterrâneo. Mais recentemente, um procinídeo começou a ser frequente em alguns países, o Mapache (*Procyon lotor*), como no Caribe e em vários países do Centro e Norte da Europa. Foi introduzido pela sua pele mas também como animal de companhia. Recentemente, capturou-se um exemplar em Lanzarote (Canárias). Também em Maiorca foi detectado um pequeno grupo de coatis (*Nasua nasua*).

Todas estas espécies são carnívoros pouco específicos com o tipo de presas, sempre em função do tamanho. Os herpestídeos são especialmente mais herpetófagos que os viverrídeos e os mustelídeos. *H. auropunctatus* pode consumir frutos no Inverno (Cavallini & Serafini, 1995), tal como fazem os mustelídeos, em particular *M. martes*.

A reprodução de numerosos mustelídeos caracteriza-se por implantação diferida dos embriões, o que distancia o momento da cópula dos partos até 10 meses no caso de *M. martes* ou de *M. erminea*, mas é muito mais breve no caso de *M. vison*, com apenas um ou dois meses; *M. nivalis* é uma excepção a esta regra.

2.18.2 Problemática

Mustela erminea e *Herpestes javanicus* (possivelmente tomado como sinónimo de *H. auropunctatus*) estão incluídas na lista das 100 piores espécies exóticas invasoras definida pela UICN.

Outros carnívoros

Nas maiores ilhas das Baleares, as comunidades animais alcançaram um equilíbrio no que respeita aos pequenos carnívoros, à custa do desaparecimento de algumas espécies, como talvez *Podarcis lilfordi* em Maiorca e Minorca (Alcover & Bover, 2002). A introdução mais recente dos mesmos nos ilhéus e ilhas de menor tamanho, como no arquipélago de Cabrera, tem efeitos indesejáveis sobre a fauna insular.

O mesmo pode ocorrer com qualquer introdução de mustelídeos, viverrídeos ou herpestídeos nas ilhas, já que a sua eficácia predadora os faz extremamente perigosos para as faunas que evoluíram na ausência de predadores. Em muitas ocasiões, as introduções efectuaram-se para controlar roedores, mas logo se comprovou que eram inúteis ou muito prejudiciais para a fauna local. Assim aconteceu com as introduções de *Herpestes javanicus auropunctatus* no Caribe e na Polinésia (Meehan, 1984; Henderson, 1992), e *Mustela erminea*, *M. nivalis* e *M. furo* em ilhas de todo o Mundo, particularmente na Nova Zelândia (Kildemoes, 1985; King, 1989; King, 1990; Lavers & Clapperton, 1990; Simberloff & Stiling, 1996).

A predação de *M. nivalis* sobre os ovos e pintos de outras aves é muito intensa, embora possa variar, na área natural da espécie, em função da abundância de roedores. No entanto, em zonas onde esta espécie foi introduzida, a predação sobre as aves mantém-se de forma constante (King, 1989).

O Visão americano é um exemplo de animal frequentemente introduzida no meio, devido a fugas de quintas de criação. Estabeleceram-se diversas populações reprodutoras na Península Ibérica, assim como no resto da Europa. Os seus efeitos sobre a fauna local foram discutidos ao nível do ecossistema, e embora alguns estudos sugiram que o impacto é reduzido se existe uma boa estruturação da comunidade de predadores no mesmo habitat (Chanin & Linn, 1980; Chanin, 1981; Wise *et al.*, 1981; Dunstone & Ireland, 1989; Smal, 1991; Vidal & Delibes, 1987; Bueno & Bravo, 1997), outros estudos indicam um forte impacto por competição e predação (Gerell, 1967; Erlinge, 1972; Bueno & Bravo, 1990; Bravo & Bueno, 1992; Clode & MacDonald, 1995). A transmissão a outros mustelídeos do parvo-vírus causador da plasmocistose ou doença aleutiana (ADV) é um factor de risco que se junta ao impacto por competição e predação (Palazón & Ceña, 2002). A sua introdução em meios insulares deve ser evitada a todo o custo, já que a sua versatilidade ecológica os fazem capazes de consumir todo o tipo de presas.

O Furão, variedade doméstica do Toirão (*Mustela putorius*) foi utilizada na caça ao coelho desde tempos muito antigos, o que foi a causa de fugas; de facto, este é encontrado com frequência em áreas cinegéticas da Canária Grande e de Tenerife. Na actualidade é um animal doméstico cada vez mais habitual, o que faz temer uma nova via de introdução na Natureza. O seu impacto sobre a diversidade biológica dos diferentes locais onde se introduziu é elevado (Lavers & Clapperton, 1990; Sanders & Maloney, 2002). Existe uma certa controvérsia sobre a capacidade de sobrevivência dos furões quando em liberdade e, face à existência de populações vadias muito numerosas, argumenta-se que se tratam de híbridos com o Toirão.

Um só Mapache (*Procyon lotor*) causou recentemente a perda de centenas de *Calonectris diomedea* no Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote, Ilhas Canárias). Noutras ilhas em que foi introduzido, os mapaches predavam intensamente as aves marinhas que nidificavam em buracos no solo (Hartman & Eastman, 1999).

2.18.3 Métodos de controlo

McDonald & Lariviere (2001) oferecem uma excelente revisão de métodos relativos ao controlo de *Mustela erminea* na Nova Zelândia. Dado que os pequenos mustelídeos têm uma estratégia r e a sua taxa de renovação é muito elevada, a maior parte dos indivíduos não terão mais do que um momento de reprodução na sua vida, mas como as ninhadas são muito grandes, os

Outros carnívoros

ensaios de controlo devem ser muito intensos, pois a capacidade de recuperação de uma população dizimada é muito rápida. King (1989) sugere que para reduzir de modo apreciável o número de doninhas (*M. nivalis*) devem eliminar-se provavelmente mais de 80% dos animais presentes. De facto, esforços continuados de armadilhagem sobre esta espécie durante décadas não têm efeitos a longo prazo já que a produtividade continua superior à extracção.

2.18.3.1 Tiro

Descrição

É um método normal de controlo de pequenos carnívoros autóctones (TWDCS, 1998a; 1998e) ou exóticos (Eis, com. pess., 1998; Okarma, com. pess., 1998), embora com frequência se considere ineficaz (Birks & Linn, 1982), sobretudo considerando o comportamento esquivo dos carnívoros.

2.18.3.2 Armadilhagem

Descrição

As armadilhas-caixa são pouco específicas na captura, mas permitem a libertação de espécies não-alvo. Na Península Ibérica, obtêm-se taxas de captura de 0,9% a 1,6%, embora inespecíficas (Palazón & Ruiz-Olmo, 1995; Palazón *et al.*, 1997). A capturabilidade é variável em função do sexo e das idades, por isso susceptível de variar também com a época do ano (Dunstone & Ireland, 1989)

As armadilhas de ferros são altamente inespecíficas, embora possam obter taxas de 5,2% (armadilhas Fenn) para um conjunto de espécies (Bateman, 1988) ou mais de 6% só para a doninha (King, 1989). Estas foram usadas para numerosos carnívoros (King, 1989; 1990; TWDMS, 1998a; b; d). As armadilhas de ferros almofadadas produzem menos lesões ao animal capturado (Onderka *et al.*, 1990). Também as armadilhas com mandíbulas mais largas são menos prejudiciais que as normais, mais que as armadilhas de ferros almofadados (Phillips *et al.*, 1996). As armadilhas Fenn dispõem-se cada 200-300 m para arminhos (King, 1990) e doninhas, preferencialmente em extremas, e são tão atractivas que não necessitam de isco (King, 1989).

Os laços podem usar-se por baixo de vedações (TWDMS, 1998f) ou em trilhos. Também não são selectivos e por isso não são recomendáveis se outras espécies podem ser afectadas; parte do risco para as espécies não-alvo pode evitar-se dado que os animais maiores, como os ungulados podem escapar destes artefactos (Phillips, 1996). Os laços podem ser modificados para impedir a morte ou as lesões a animais capturados e, portanto, o seu impacto sobre as espécies não-alvo, para além de se tornarem mais humanos; podem ser modificados para que se quebrem se uma espécie maior que a alvo é apanhada (Phillips, 1996).

As armadilhas de ferros-laço podem ser relativamente inofensivas para o animal apanhado (Onderka *et al.*, 1990).

Os iscos podem colocar-se sobre o disparador ou atrás da armadilha se se limita o acesso a apenas um dos lados (TWDMS, 1998b). Podem ser alimentos naturais, mas devem ser efectuados ensaios *in situ*.

2.18.3.3 Tóxicos

Embora o uso de venenos esteja interdito por várias normativas autonómicas, estatais e internacionais, há muitos casos do seu uso ilegal e indiscriminado para controlar predadores, e os

Outros carnívoros

seus efeitos nefastos têm numerosos exemplos. Os produtos tóxicos apenas devem ser utilizados em casos muito justificados e quando não existam riscos para as espécies não-alvo.

A intoxicação secundária pode ser uma técnica muito útil para controlar os pequenos carnívoros. Em muitos locais, de Rarotonga (Robertson *et al.*, 1998) à Madeira (Bell & Bell, 1997) ou à Nova Zelândia (Alterio *et al.*, 1997; Murphy, 1997; Brown *et al.*, 1998), o envenenamento de roedores comensais tem servido para erradicar ou controlar pequenos carnívoros introduzidos.

Também existem tóxicos especificamente desenvolvidos para mustelídeos que, embora pareçam especialmente activos para determinadas espécies deste grupo (O'Connor, 2002), os seus efeitos sobre as espécies não-alvo devem ser avaliados individualmente.

2.18.3.4 Controlo da reprodução

A administração de anticoncepcionais orais é pouco prometedora e embora se efectuem avanços no desenvolvimento de imuno-anticoncepcionais, a sua disponibilidade é restrita (Hinds *et al.*, 2000; McDonald & Larivière, 2001).

2.18.3.5 Iscos

O frango é o isco mais recomendado para duas espécies americanas de *Martes*, *M. americana* e *M. pennanti*, tanto pela sua efectividade como pela sua disponibilidade e manuseamento (Zielinski & Kucera, 1995). A carne de frango mostrou ser mais eficaz que o FAS para as espécies do género *Martes* (Fowler & Golightly, 1994).

A carne liofilizada, tanto de coelho como de ratazanas ou ratos completos, foi utilizada com êxito como isco para mustelídeos (*M. nivalis*, *M. erminea* e *M. putorius*), sobretudo pela sua maior duração; se a substituição dos iscos não se faz com frequência, os mustelídeos preferem o isco fresco (DoC, 2002b). Os ovos também são um bom isco para os mustelídeos (DoC, 2002b).

Dentro dos procionídeos, *P. lotor* responde muito positivamente ao FAS e à mistura de mistura de farinha de milho frita em óleo de milho, assim como vários cheiros de glândulas (Andelt & Woolley, 1996) ou comidas de peixe ou com odor a peixe e frango (Bogges, 1994). Os mapaches também acorrem aos iscos vegetais, como ao milho doce ou à fruta (Bogges, 1994).

2.18.4 Recomendações

Como noutros casos, o impacto sobre as espécies ameaçadas tem de ser demonstrado antes de se iniciar uma campanha de controlo ou de erradicação. Isto é particularmente certo para as espécies introduzidas há séculos, algumas das quais já se diferenciaram de forma notória das populações de origem. No entanto, toda uma nova introdução de uma espécie de pequeno carnívoro deve ser imediatamente combatida. Isto inclui espécies que nunca estiveram presentes no arquipélago e as residentes no arquipélago desde há muito tempo mas que se encontram ausentes em determinadas ilhas ou ilhéus.

A implantação de quintas de criação para peles deve ser impedida a todo o custo. De preferência, também se deve evitar o uso de furões como animais para a caça ao coelho, ou legislar-se de forma que os indivíduos utilizados na caça não possam originar populações naturalizadas. Isto pode fazer-se através do uso de animais esterilizados para a caça e da reclusão dos animais reprodutores. Neste sentido, os caçadores devem ser consciencializados do seu próprio interesse em evitar a naturalização dos furões, dado que isso se repercutiria na disponibilidade de presas de caça.

Outros carnívoros

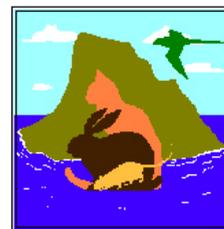
Também se deve impedir a comercialização de furões e outros mustelídeos como animais de companhia.

Devem utilizar-se, de preferência, as armadilhas em vivo (armadilhas-caixa) para a captura de pequenos carnívoros.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.19 CABRAS ASSILVESTRADAS

2.19.1 Biologia

Capra aegagrus é uma espécie presente no estado selvagem nas zonas montanhosas, desde o Mediterrâneo Oriental até ao Paquistão. É o ancestral da cabra doméstica, às vezes denominada *C. hircus*, mas que muitos consideram conspécifica de *C. aegagrus*. Seguramente, a domesticação teve lugar há 9000 anos.

Consomem todo o tipo de material vegetal e são capazes de obter recursos fora do alcance de outros herbívoros da sua dimensão, graças à sua capacidade de trepar às rochas e às árvores. Graças à sua resistência e frugalidade, foram animais transportados frequentemente nos barcos e introduzidos nas ilhas desde a Antiguidade. Desde o século XV, os barcos espanhóis e portugueses, e mais tarde de outros países, iniciaram a sua dispersão pelo Mundo, soltando cabras em ilhas descobertas como recurso para náufragos e barcos de passagem.

Como consequência deste transporte, as cabras encontram-se assilvestradas em grande número de ilhas do Mundo e são, seguramente, o ungulado assilvestrado mais extensamente distribuído. Algumas introduções são muito antigas, provavelmente neolíticas e, portanto, o valor genético destas populações pode ser notável. Provavelmente, todas as populações insulares do Mediterrâneo foram originadas nos tempos pré-históricos, embora tenham havido introduções posteriores ou fugas de raças mais modernas.

Em Maiorca, contingentes de cabras de origem antiga encontram-se na Serra de Tramuntana e nas penínsulas de Formentor, Alcudia e Artà, ao Norte da ilha (Seguí & Payeras, 2002). Para além disso, existem cabras assilvestradas recentemente em Minorca e no ilhéu de Es Vedrà (Eivissa), onde se voltaram a introduzir recentemente. Também houve populações, agora extintas, em Cabrera, La Dragonera, Tagomago e Es Vedrá. Uma população existente na Ilha de Porros extinguiu-se, provavelmente, devido aos temporais do Inverno de 2002-2003.

Nas Canárias, a Cabra foi introduzida na época pré-hispânica e os primeiros exemplares assilvestrados devem ter escapado ou sido libertados naquela época pelos primeiros povoadores das ilhas. Nos últimos séculos, também se encontram em todas as ilhas dos Açores.

São animais relativamente gregários, as fêmeas com crias separadas dos machos. Têm áreas vitais bastante pequenas, cerca de 1 km², embora os machos sejam maiores que as fêmeas (Parkes *et al.*, 1996).

Como noutros animais, o processo de domesticação inclui a selecção pelas pessoas de uma série de características que fazem as cabras mais interessantes, como a sua maior fertilidade através da redução da idade de reprodução, a capacidade de acasalar-se durante a lactação (o que permite a exploração do leite) e a possibilidade de partos múltiplos. Fruto dessa selecção, têm a capacidade de se reproduzir ao longo de todo o ano, mas dá-se em geral um cio no Verão que pode repetir-se nos meses de Inverno. A fenologia dos partos varia muito em função dos lugares, desde populações com partos ao longo de todo o ano a padrões de dois ou quatro eventos anuais ou a uma única estação de partos (Parkes, 1984). As fêmeas podem reproduzir-se durante o seu primeiro ano de vida e voltar a ficar prenhas pouco tempo depois do parto, já que a lactação não interrompe o estro. A gestação dura 150 dias. Entre as ninhadas múltiplas e os partos duplos, que superam os 50%, com dados do Sul da Austrália foram calculados 2,5 embriões/ano/fêmea de média e 2 cabritos/fêmea/ano. Dada a sua capacidade de reprodução, uma população assilvestrada pode crescer anualmente até mais de 50%,

Cabras assilvestradas

considerando a mortalidade infantil e adulta, o que ocasiona que uma população possa dobrar o seu número em cada 19 meses (Parkes *et al.*, 1996). O aumento da disponibilidade de alimento que resulta da redução da densidade, pode fazer com que se duplique o êxito reprodutor (Parkes, 1984). Segundo parece, a cabra maiorquina reproduz-se com menos intensidade, já que os partos duplos parecem ser raros e apenas têm um segundo cio as fêmeas que perderam os seus cabritos (Seguí & Payeras, 2002).

Quando uma população que se encontra no limite da sua capacidade de carga reduz os seus efectivos, o resto dispõe de mais alimento *per capita* e as taxas de nascimentos aumentam notoriamente (Parkes, 1984).

2.19.2 Problemática

As mesmas características que se seleccionaram na sua domesticação ocasionaram que a Cabra-silvestre fosse um animal com um alto poder invasor. Os seus hábitos ruminantes, a sua relativa fertilidade e a sua capacidade de comer, inclusivamente materiais vegetais muito lenhificados e tóxicos para outros herbívoros, fazem da cabra um animal altamente invasor. A cabra tem um impacto muito elevado nas ilhas de todo o Mundo onde foi introduzida deliberadamente como fonte de alimento para barcos de passagem e naufragos ou onde escapou do estado doméstico, pelo que é considerada pelo ISSG da UICN como uma das **100 piores espécies exóticas invasoras**.

Em Maiorca, tratando-se de uma espécie introduzida há vários milénios, não apenas não se considera alóctone, como foi incluída como autóctone no Atlas de Mamíferos terrestres de Espanha (Seguí & Payeras, 2002). Estas cabras foram caçadas desde a Antiguidade e mantêm populações abundantes, porém cumprem provavelmente um papel importante na diversidade biológica do bosque mediterrâneo como único ruminante presente na ilha. No entanto, as cabras assilvestradas recentemente constituem um problema muito grave, já que atingem níveis demográficos muito elevados e também se encontram em ilhas e ilhéus pequenos, nos quais o impacto é muito alto. Assim, em Maiorca exercem uma pressão excessiva sobre a vegetação e também hibridam com a “Cabra-selvagem” com a conseqüente deterioração de um património cultural e zootécnico (Mayol, 2002; Seguí & Payeras, 2002). As altas densidades de cabras nas Baleares são uma ameaça para endemismos criticamente em perigo (Vicens, 2002). Para além da folhagem consomem com frequência as árvores jovens, pelo que se multiplica o seu impacto no arvoredo. Os machos produzem também sérios danos às árvores jovens pelo seu costume de esfregarem os cornos contra os troncos, descascando-os (Mayol, 2002). O impacto sobre o solo derivado do pisoteio e da erosão chega a ser irreversível e, na actualidade, é a principal ameaça para vários *taxa* criticamente ameaçados (J. Mayol, com. pess., 2003).

Nas Canárias, as cabras assilvestradas afectam a recuperação dos lagartos autóctones pelo impacto gerado na vegetação (Rando & López, 2001). Além disso, consomem numerosos endemismos canários, alguns muito ameaçados, e ainda contribuem para a dispersão de espécies vegetais alóctones (www.gobcan.es/). Noutras ilhas, as cabras levaram numerosas espécies lenhosas ao limite da extinção por desbaste, descasque e, inclusivamente, consumo de raízes (Parkes, 1984; 1989a; 1990a, b).

As cabras assilvestradas podem ocasionar importantes perdas económicas por competição com o gado doméstico e transmissão de doenças (Land Protection, 2001c). Também podem transmitir parasitas a ungulados silvestres (Marco *et al.*, 1999).

Cabras assilvestradas

2.19.3 Métodos de controlo

2.19.3.1 Tiro

O controlo mais efectivo consegue-se com atiradores profissionais e exercendo a máxima pressão desde o início (Calvopina, 1985; Parkes, 1989a, 1990a, b; Bell, 1995). É preferível fazer campanhas intensivas e depois para alguns meses para que as cabras se tranquilizem, do que fazer um esforço contínuo que mantém as cabras em estado de alerta (Bell *et al.*, 1998).

Se apenas se procura manter densidades baixas, pode ser recomendável introduzir o tiro de rotina das cabras assilvestradas como uma das tarefas do corpo de vigilância. Implicar os caçadores locais pode ter tanto um carácter positivo, já que os faz participar e praticar a sua aficção, como negativo, já que se não obtêm muitas capturas podem interpretar que as cabras não constituem um problema e chegar a criar um movimento de oposição. Esta implicação deve ser considerada em cada caso particular.

Um atirador pode abater, em média, 600 cabras por ano (Calvopina, 1985) ou atingir as 25 capturas por pessoa-dia, em média, em longos períodos (Parkes, 1990a-b). Pontualmente, podem atingir-se cifras de captura muito mais elevadas.

Em Maiorca utiliza-se o corpo de vigilância para fazer desgastes na população de cabra assilvestrada recentemente. Também se procura a colaboração das pessoas interessadas, para reduzir tanto a pressão herbívora sobre os pastos e matos (titulares e arrendatários de pastos) como para preservar a Cabra-maiorquina (titulares de direitos cinegéticos e caçadores) (Mayol, 2002). O uso de atiradores voluntários pode reduzir muito os gastos, numa relação que pode ser de 40 para 1 (Parkes *et al.*, 1996), se bem que devem considerar-se as limitações que esta estratégia tem para a erradicação de uma população (*cf.* 1.5.10).

Existem vários meios auxiliares com utilidade para o uso do tiro no controlo de cabras assilvestradas:

Cães – Em meios florestais, no início pode ser mais rentável caçar sem eles, até que as cabras comecem a evitar os caçadores, mas depois são úteis para localizar e perseguir as cabras, sobretudo em pequenos rebanhos (Parkes, 1989a). O número recomendado por caçador é de dois ou três (Parkes, 1990a-b).

Helicópteros.- Úteis em locais inacessíveis, como em alcantilados, mas não se existe vegetação densa (Parkes, 1990a-b; Tustin, 1990; Bell, 1995). Em campanhas longas, a eficácia do helicóptero é apenas ligeiramente maior que a caça a pé. É melhor se os rebanhos se localizam previamente em terra que se se procura, de helicóptero (Parkes, 1989a). As cabras associam com rapidez o ruído do motor com o perigo e aprendem a evitá-lo, pelo que se devem reduzir os voos ao máximo.

Judas.- As cabras são mais fáceis de localizar se se usam congéneres equipados com colares emissores (Taylor & Katahira, 1988; Parkes, 1989a; Bell, 1995).

Sebes.- As vedações podem utilizar-se para dividir o território com o objectivo de confinar os animais num sector concreto ou para proceder ao controlo por sectores. Fez-se com ovelhas em Campbell Island (NZ), aproveitando um estreitamento da ilha (Johnstone, 1985).

Batidas.- A batida é uma modalidade tradicional de caça que pode ser utilizada para eliminar cabras e outros ungulados invasores. Apesar que durante uma batida se altera o comportamento de todas as rezes da área batida, isto ocorre durante um tempo muito limitado e o resto do território fica tranquilo. É mais fácil aproximar-se dos animais em ocasiões futuras do que se se mantém um esforço contínuo (Aranda *et al.*, 1996).

Cabras assilvestradas**2.19.3.2 Capturas com cão e laço**

Em Maiorca, é tradicional a caça com cães que encerralam as cabras nos rochedos, onde estas tentam fazer frente à agressão. O caçador aproveita então para capturá-las com um laço manejado no extremo de uma vara. O sistema resulta muito eficaz e permite capturar vários exemplares do mesmo grupo, mas requer cães especialmente adestrados (J. Mayol, com. pess., 2003).

2.19.3.3 Armadilhagem

A armadilhagem apenas se pode considerar como um complemento de outro método. Os laços podem instalar-se nas sapatas do alcantilado (Parkes, 1984). Diversos cercados ou armadilhas-caixa foram utilizadas para capturar ungulados silvestres, tais como armadilhas-caixa com portas em guilhotina accionadas à distância que se utilizam na captura da Cabra-montesa na Península Ibérica (Losa, 1989).

2.19.3.4 Tóxicos

As tentativas para controlar cabras com iscos envenenados parecem ter fracassado (Parkes, 1989b; 2002) ou as que têm tido um certo êxito (Parkes, 1983; 1989a; Bell, 1995) não são recomendáveis nos casos existentes em Espanha e Portugal.

2.19.3.5 Exclusão

Pode proceder-se à vedação de zonas sensíveis para impedir que entrem cabras. Nas Canárias, isto foi feito para reduzir as cabras (e outras alóctones) das cornichas onde se encontra um lagarto ameaçado (*Gallotia intermedia*). Também se procura afugentá-las de locais críticos (Mateo, 2001).

2.19.4 Recomendações

Recomenda-se o controlo de todas as cabras sem dono. As cabras domésticas deviam estar identificadas e guardadas. Deve impedir-se o acesso, tanto de rebanhos domésticos como dos assilvestrados das áreas mais sensíveis, devido ao consumo de espécies endémicas, degradação da vegetação ou erosão que afecte outras espécies.

A cabra maiorquina pode manter-se pelo seu interesse cultural e cinagético naqueles locais onde não cria conflitos de conservação. Para isso, deveria controlar-se a sua densidade em geral, e em particular, deveria eliminar-se a sua presença em áreas mais sensíveis.

De preferência, os métodos deveriam ser o tiro, com a ajuda dos meios mais convenientes (cães, cabras Judas), segundo o exposto. As zonas com valores naturais mais importantes podem vedar-se se for impossível reduzir as densidades de herbívoros nos arredores. De preferência, fecham-se os locais que são fáceis de isolar (sapatas de alcantilados, penínsulas, ...)

Devido aos graves danos que as cabras assilvestradas produzem na vegetação e no solo, não se justifica, em nenhum caso, a permanência de cabras em ilhéus desabitados. Todas as populações actuais de cabras nesses territórios deverão ser eliminadas e toda a introdução futura evitada a todo o custo.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.20 OUTROS UNGULADOS

2.20.1 Biologia

Ammotragus lervia e *Ovis gmelini* são dois ungulados introduzidos nas ilhas de Canárias e na Península Ibérica numa vaga de introduções de espécies cinegéticas realizadas pela administração espanhola a partir dos anos 50. Em Portugal, ocorreram fugas de muflões de cercados de criação (Queiroz, 2003). *A. lervia* foi introduzido na ilha de La Palma e o *O. gmelini* foi introduzido no Parque Nacional de Teide, ambos no princípio dos anos 70 (Ortuño & de la Peña, 1979; Molina, 1995; Palomares, 1999).

A. lervia é um herbívoro silvestre norte-africano, que se distribuiu naturalmente pelas montanhas saarianas e peri-saarianas e que, para além de Espanha, foi introduzido como espécie de caça nas regiões mais áridas dos Estados Unidos com um êxito notável como peça de caça. No entanto, na sua área de distribuição original (Kowalski & Rzebik-Kowalska, 1991), esta espécie (Carneiro-da-Barbária ou Audade), está bastante ameaçada e algumas das subespécies descritas desapareceram devido à caça e à competição do gado doméstico (Kingdon, 1997). Consume todo o tipo de pastos e também desbasta arbustos e árvores. Reproduz-se principalmente no Outono e a gestação dura 23 semanas. Os partos duplos são habituais, inclusivamente em certas ocasiões parem triplos, e se as condições são boas, podem dar à luz duas vezes no mesmo ano (Kingdon, 1997; Cassinello *et al.*, 2002).

O. gmelini provém das Ilhas da Córsega e da Sardenha onde, com grande probabilidade, foi introduzido por navegadores neolíticos (Amori & Lapini, 1997). As populações corsas bem conservadas, sem misturas com outros muflões euro-asiáticos, seriam pois descendentes do primeiro gado ovino manejado pelo Homem. De facto, na Córsega, tentam eliminar-se os indivíduos de origem híbrida (Dubray & Roux, 1990). Consume todo o tipo de material vegetal, o que o tornou especialmente adaptável. O cio é em Novembro na Península, mas o período mais extenso ocorre em Tenerife. Depois de uns cinco meses de gestação nasce um cordeiro por parto (Rodríguez-Luengo *et al.*, 2002).

Outros ungulados foram introduzidos em diversas áreas do Mundo com fins cinegéticos. Nas Canárias, também se tentou introduzir o gamo *Dama dama* (Palomares, 1999), afortunadamente sem êxito. Em Maiorca também ocorreram fugas ocasionais de gamos e houve intenções de introdução de muflões no arquipélago balear (J. Mayol, com. pess., 2003).

2.20.2 Problemática

Os problemas que apresentam os ungulados mencionados devem-se à pressão de herbivoria que exercem sobre a vegetação. Esta evoluiu muitas vezes na ausência de herbívoros dessa envergadura, como é o caso dos arquipélagos Macaronésicos. *O. gmelini* e *A. lervia* têm um impacto muito importante sobre a flora endémica e ameaçada de Tenerife (Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñero, 1987, 1990; Rodríguez-Luengo, 1993).

A fertilidade de *A. lervia* faz com que se expanda com muito êxito nos locais em que se estabelece.

As associações de caçadores das Canárias opõem-se à erradicação destas espécies tão prejudiciais para a flora única destas ilhas. A influência da pequena associação de caça maior sobre

Outros Ungulados

as autoridades políticas e a estrutura de gestão do meio natural, dispersa entre diversas autoridades com interesses diferentes, faz com que o controlo dos ungulados introduzidos seja complexa (Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñero, 1990; Palomares, 1999).

Numerosos ungulados foram introduzidos em diversas áreas do Mundo com fins cinegéticos. No geral, ocasionam uma multitude de problemas. Supostamente, o mais comum é a deterioração da vegetação (Davidson & Challies, 1990), mas também se assinala a competição com a fauna nativa (Armstrong, 1998) ou a hibridação com as espécies autóctones (Ratcliffe, 1989; DCS, 1997). Os efeitos dos ungulados como invasores manifestam-se também naqueles locais onde alcançaram densidades artificiais embora se encontrem na sua área de distribuição natural (Aranda & Orueta, 1995; Aranda *et al.*, 1995; Orueta, Aranda & García, 1998).

2.20.3 Métodos de controlo

A maior parte dos métodos utilizados para os ungulados silvestres foram desenvolvidos e utilizados para as cabras assilvestradas, pelo que aqui não se repetem. As particularidades que tem estas espécies como peças de caça e o uso de caçadores profissionais ou o corpo de vigilância foi discutido no capítulo 1.5.10. De forma complementar, pode consultar-se Katona *et al.* (2000) onde se referem diversos meios para a eliminação de cervídeos. Mas que podem aplicar-se a numerosos ungulados.

2.20.4 Recomendações

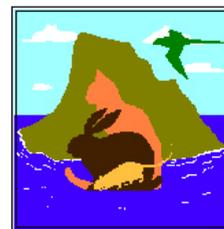
Recomenda-se eliminar as populações de ungulados silvestres introduzidos nas ilhas de Tenerife e La Palma, e evitar a todo o custo novas introduções em qualquer arquipélago. O interesse destas populações é mínimo no contexto cultural e económico e, no entanto, o impacto ambiental é muito elevado. As floras endémicas insulares, muito particularmente as macaronésicas, são um valor actual e potencial de interesse para a economia que não deve ser menosprezado ou posto em perigo.

Os métodos que se utilizem deverão ser, de preferência, o tiro, com a ajuda dos meios mais convenientes (cães, cabras Judas), segundo o exposto, e a assistência de caçadores locais sempre que concordem com o fim último da erradicação. As zonas com valores naturais mais importantes podem vedar-se durante o tempo em que se espere atingir o objectivo. Em primeiro lugar, serão encerradas as sapatias dos alcantilados, penínsulas, ...que sejam mais fáceis de isolar e onde o efeito seja mais evidente.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.21 ESQUILOS TERRESTRES

2.21.1 Biologia

Atlantoxerus getulusfoi introduzido em Fuerteventura em 1965, a partir donde se expandiu muito. Na Canária Grande existe uma população incipiente e também foi observado acidentalmente em Tenerife (Machado & Domínguez, 1980) Também se capturaram *Eutamias sibiricus* em Fuerteventura. São bastante populares como animais de companhia, pelo que não é improvável que se produzam mais introduções de esquilos terrestres em diferentes locais. *A. getulus* é muito adaptável aos ecossistemas semi-áridos das ilhas orientais das Canárias, mas outras espécies podem também ser invasivas em outras ilhas mais húmidas. Entre as espécies mais susceptíveis de introdução, como foi noutros países europeus, estão as do género *Tamias*, *Eutamias* e *Calosciurus* (Amory & Lapini, 1997; Beaufort, 1991).

A. getulus habita em locais pedregosos e escava as suas galerias em taludes e ao pé de muros de pedra. São animais diurnos e gregários, activos especialmente nas primeiras e últimas horas do dia. Como muitos outros esciurídeos, são principalmente fitófagos, mas também consomem invertebrados.

2.21.2 Problemática

Nas Canárias, *A. getulus* consome plantas e caracóis endémicos (Machado & Domínguez, 1980). Parece que esta espécie não é oófaga, pelo menos sobre os ninhos de Caldeireta (*Saxicola dacotiae*) (Illera, com. pess., 2003). Para além das perdas económicas (Gurnell, 1989; Kenward, 1989), a problemática associada a *Sciurus carolinensis*, introduzida no Reino Unido e em Itália deve-se à competição que exerce sobre *S. vulgaris* e à transmissão de agentes patogénicos (parapoxvírus) (Gurnell, 1991; Wauters *et al.*, 1997; Wauters *et al.*, 1997; Gurnell *et al.*, 1998; Wauters & Gurnell, 1998).

2.21.3 Métodos de controlo

2.21.3.1 Capturas à mão

As capturas acidentais na Canária Grande foram levadas ao centro de recuperação (Calabuig, 1999)

2.21.3.2 Tiro

Os guardas de caça colaboram com os agentes do departamento de Ambiente. Os cães treinados podem ter grande utilidade para localizar os esquilos (Calabuig, 1999).

Calabuig (1999) recomenda designar uma pessoa para o controlo dos esquilos, com a ajuda de um cão treinado para impedir a expansão de *A. getulus* na Canária Grande.

Esquilos terrestres**2.21.3.3 Tóxicos**

Na Grã-Bretanha usam warfarina contra *S. carolinensis* (Gurnell, 1989; Richard, 1989; Lurz *et al.*, 1998). Segundo Gurnell (1989), apenas deveria utilizar-se em pequena escala em áreas sensíveis e em doses reduzidas. Nos Estados Unidos da América também se usam anti-coagulantes para diversas espécies de esquilos terrestres (clorofacinona e difacinona) e fosfato de zinco, para além de fosfato de alumínio como fumigante das tocas (Askham, 1994; Cleary & Craven, 1994; Marsh, 1994).

2.21.3.4 Armadilhagem

A armadilhagem é uma das formas mais usadas para capturar *S. carolinensis* na Grã-Bretanha (Gurnell, 1989; Richards, 1989; Lurz *et al.*, 1998). Usa-se também nos Estados Unidos da América para esquilos-terrestres (Askham, 1994; Cleary & Craven, 1994; Marsh, 1994).

As armadilhas-caixa para os esquilos são do modelo com uma portinhola com movimento num só sentido (ver ilustração de um modelo simples para entrada de tocas em Cleary & Craven, 1994). A armadilha multicapturas Leg está especialmente desenhada para esquilos e consiste numa ampla armadilha-caixa de rede de arame com uma passagem estreita equipada com duas portinholas de sentido único (Bateman, 1988). Também foram propostas estas armadilhas para controlar os esquilos cinzentos em Itália (INFS, sem data; Sainsbury & Gurnell, sem data).

2.21.3.5 Iscos

A manteiga de amendoim é um isco altamente preferido por esquilos, em relação a diversos mamíferos omnívoros e carnívoros (Andelt & Wolley, 1996). Para além desta, a baunilha é um aroma atraente para os esquilos. Também podem utilizar-se alimentos normais de esquilos, tais como frutos secos ou sementes (TWDMS, 1998i).

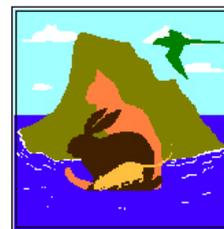
2.21.4 Recomendações

Recomenda-se prosseguir com a avaliação do impacto sobre as espécies autóctones. Mas áreas onde a população seja incipiente, deve tentar-se a erradicação mediante a combinação das técnicas descritas. Em Fuerteventura, onde a erradicação é possível, com toda a probabilidade, deveria controlar-se nas zonas onde se detectassem problemas de conservação.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.22 RATAZANAS E RATOS

2.22.1 Biologia

Embora os murídeos sejam a maior família de mamíferos, com 267 géneros e mais de 1100 espécies, apenas 4 espécies de roedores comensais se tornam problemáticos por razões ambientais. Tratam-se do rato doméstico *Mus domesticus* e de 3 espécies de ratazanas, *Rattus rattus*, *R. norvegicus* e *R. exulans*, se bem que a terceira só se encontra no Oceano Pacífico, pelo que só circunstancialmente se fará referência a ela. Entre as mais de 50 espécies de *Rattus*, só 7 são comensais e apenas *R. rattus* e *R. norvegicus* o são ao nível mundial.

M. domesticus é uma espécie muito polimórfica, inclusivamente do ponto de vista cromossómico, já que o número de cromossomas varia entre 22 e 40. O grupo de espécies do subgénero *Mus* tem sido frequentemente discutido. Chegaram a distinguir-se 3 espécies comensais e 5 silvestres; no caso que nos afecta, temos *M. domesticus* (espécie comensal do Oeste e Sul da Europa e da Ásia) como espécie separada de *M. musculus* (espécie silvestre do Norte de Europa). No entanto, outros autores distinguem apenas duas espécies e incluem *M. domesticus* como *M. musculus*, com algumas populações silvestres e outras comensais, embora esta diferenciação possa ser apenas sazonal. Existem restos fósseis pleistocénicos na Europa e os primeiros registos associados a meios urbanos datam de há 8000 anos. Desde então, expandiram-se por todo o Mundo como comensais do Homem.

É mais territorial e com populações menos densas no estado silvestre, mas no estado comensal, é muito mais gregário; em todo o caso, a territorialidade é relativa e pode desaparecer em condições de sobrepopulação. Quando os jovens maturam vêm-se obrigados a dispersar, sobretudo os machos. A reprodução pode ser muito contínua em função das condições. Em situações ideais, a gravidez dura cerca de 20 dias, com ninhadas até 12 crias, e as fêmeas podem ter um novo cio às 12 ou 18 horas depois do parto. Podem ocorrer entre 5 e 10 ninhadas por ano. A maturidade atinge-se às 5 ou 7 semanas, antes da qual ocorre mortalidade da ordem dos 60-70%.

R. rattus originou-se, provavelmente, no Sudeste Asiático e parece que se estendeu até ao Oeste depois do último período glacial, embora haja quem ligue a sua chegada ao Continente com as Cruzadas. Desde aí começou a expandir-se por todo o Mundo como clandestino em barcos.

É muito arborícola, trepa agilmente e move-se bem pelas árvores, onde pode construir os seus ninhos esféricos, embora nos ecossistemas sem arvoredo faça tocas no solo. As fêmeas atingem a maturidade em 6 ou 7 semanas. A gestação dura 3 semanas e a lactação aproximadamente um mês. Normalmente, têm duas ninhadas por ano, entre Fevereiro e Outubro, podendo chegar às 5 com um número de crias de até 12 por ninhada. Os machos de *R. rattus* têm áreas vitais muito superiores às das fêmeas (1,1 e 0,3 respectivamente numa população na ilha Norte da Nova Zelândia com 6,2 ratazanas/ha). Ao contrário, no Hawaii, as áreas vitais desta espécie do bosque chuvoso era de 3,6 ha (Lindsey *et al.*, 1999). As fêmeas excluem-se dos seus territórios, enquanto que as áreas dos machos se sobrepõem (Hooker & Innes, 1995).

R. norvegicus parece ter-se originado na Ásia Oriental, concretamente na China, e como comensal do Homem expandiu a sua distribuição até ao Oeste em tempos recentes, chegando à Europa entre os séculos XVI e XVII. É uma espécie muito mais terrestre que a sua congénere. As suas áreas vitais podem não exceder os 25-105 m de diâmetro, se bem que se conheçam deslocações de 3 km com regresso ao seu ponto de origem. Entre os sistemas sociais descritos destaca-se a

Ratazanas e Ratos

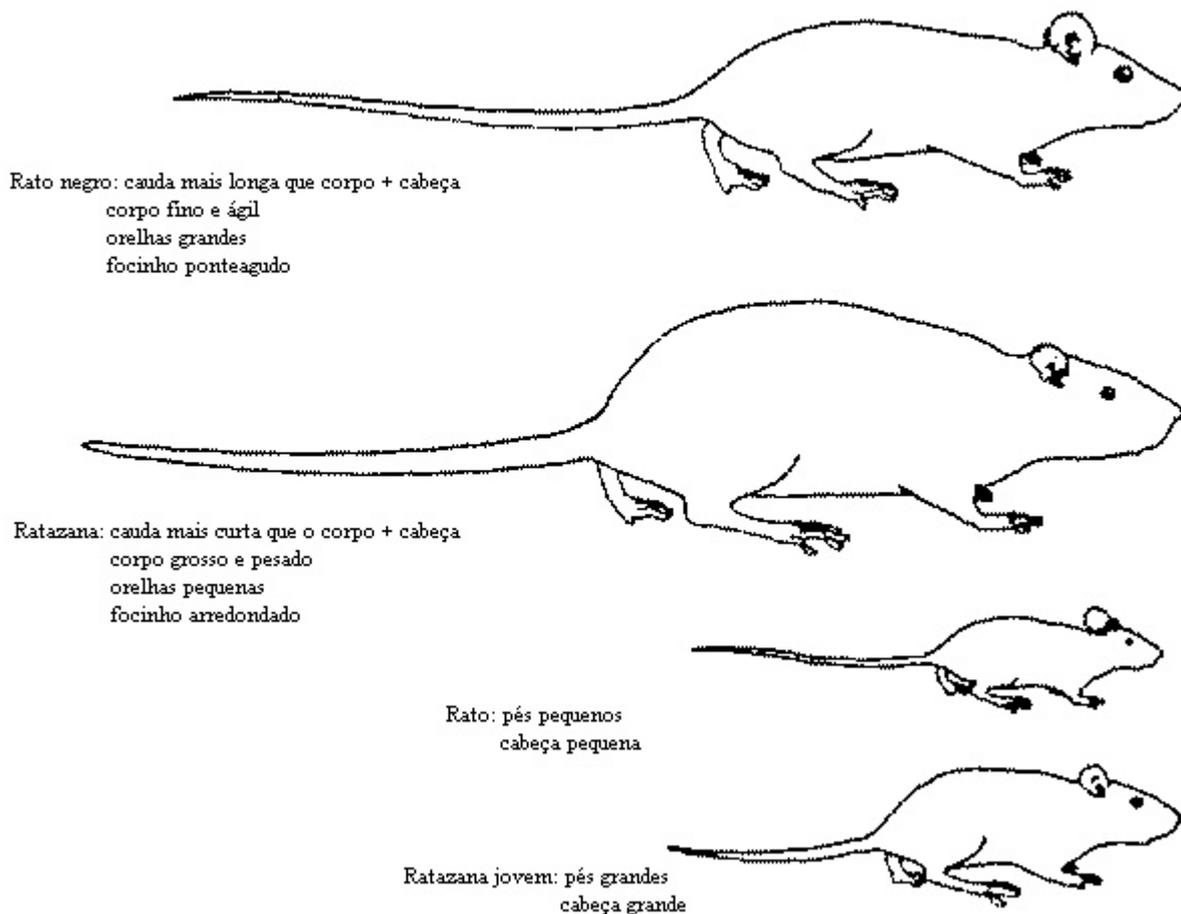
existência de um núcleo dominante, poligínico, com machos territoriais, bem organizado e com elevado êxito reprodutor. Desse núcleo excluem-se os jovens quando atingem a maturidade, que se distribuem periféricamente em grupos mal organizados, promíscuos e com escasso êxito reprodutor, o que contribui para limitar a população. A gestação dura 21-26 dias e em condições favoráveis podem ter até 12 ninhadas por ano, com um número máximo de 22 crias. A maturação atinge-se aos 2 ou 3 meses.

Em numerosas situações, principalmente em regiões temperadas e frias, e em meios urbanos, *R. norvegicus* afastou o *R. rattus* como o principal roedor comensal. As espécies de ratazanas podem ser mutuamente exclusivas: em ilhas (na Nova Zelândia) com menos de 10 ha apenas há uma espécie, enquanto que as duas espécies aparecem em algumas ilhas entre 10 e 100 ha (Taylor, 1984).

Todos os murídeos são omnívoros, se bem que *R. norvegicus* tenda a ser uma espécie mais carnívora, chegando a pescar e a atacar animais muito maiores que elas. Ambos os *Rattus* podem atacar o Homem para obter comida, por exemplo, mordendo-lhe enquanto dorme.

A chegada dos roedores às ilhas está claramente favorecida por vários factores (Atkinson, 1985); principalmente, são os povoados humanos permanentes, a existência de portos capazes de abrigar barcos grandes, a importação de comida, a exploração de recursos naturais ou as suas águas, as bases militares, a proximidade ao continente ou às rotas comerciais e a localização em climas extra-tropicais.

As três espécies que nos ocupam podem subsistir nas ilhas em que os recursos terrestres são escassos e imprevisíveis, graças aos contributos marinhos (Stapp & Polis, 2003). Podem inclusivamente alimentar-se dos restos deixados pelas gaivotas (regurgitações, fezes) (obs. pess.).



Ratazanas e Ratos

2.22.2 Problemática

M. musculus e *R. rattus* estão incluídas na lista das **100 piores espécies exóticas invasoras** do Mundo.

O principal impacto sobre o meio ambiente, particularmente em ilhas é a predação sobre aves e répteis, e suas posturas e crias, e também alguns mamíferos (Moors & Atkinson, 1984; Atkinson, 1985; Atkinson & Moller, 1990; Innes, 1990; Moors, 1990; Moors *et al.*, 1992; Schuster & Vicente-Mazariegos, 2003b). Também se detectaram prejuízos na vegetação, como é o caso de *R. rattus* na laurisilva canária (Salvande *et al.*, 2003; Gómez & Fernández, 2003).

Para além disso, os roedores comensais são conhecidos pelas doenças que podem transmitir ao Homem, em particular a peste e o tifo muríneo, dado que se calcula que as mortes ocasionadas durante a História provocadas por ratazanas e ratos supera em muito as vítimas de todas as guerras e revoluções. Os danos que produzem na indústria agro-alimentar e em outros sectores económicos também são muito elevados.

A leptospirose é uma zoonose transmitida pelas ratazanas, cuja importância é particularmente importante nos Açores, onde se considera um problema grave de saúde pública (Collares-Pereira *et al.*, 2002).

2.22.3 Métodos de controlo

2.22.3.1 Armadilhagem

A armadilhagem requer muito tempo e esforço e só é útil em controlos a pequena escala (Lazarus, 1989), sob determinadas circunstâncias (Murua & Rodríguez, 1989; Moors *et al.* 1992), ou como método para a avaliação de populações (Rowe & Lazarus, 1974a; Moors, 1985; Orueta *et al.*, 2003b).

Não obstante, a armadilhagem com armadilhas de ferros Victor, iscados com manteiga de amendoim e em tubos de secção quadrada foi usada com muita eficácia para o controlo de ratazanas na Nova Zelândia, capturando, nos primeiros 10 dias, mais de metade do total de 4 meses (Burns *et al.* 2000). No entanto, este método envolve um risco elevado para os répteis que poderiam entrar no túnel e disparar a armadilha, sem que necessitem de ser atraídos pelo isco.

A armadilhagem utilizada para avaliar as populações de ratazanas reduz substancialmente os efectivos (Moors, 1985; Orueta *et al.*, 2003b). Pode ser um bom sistema para alcançar uma redução inicial das densidades de roedores e diminuir a quantidade de venenos que se empregam depois. A aprendizagem é um importante factor de perda de eficácia (Moors, 1985; Orueta *et al.* 2003b), pelo que a armadilhagem apenas é efectiva nos primeiros dias.

Neste sentido, a experiência francesa na erradicação de ratazanas nas ilhas do Caribe e na Bretanha é muito interessante. Baseia-se numa campanha intensiva de armadilhagem em vivo, com armadilhas-caixa em cada 30 m. Estas armadilhas não se disparam acidentalmente ou por gaiotas, como acontece com as armadilhas de ferros. Passados uns 5 dias, momento em que a frequência de captura se reduz muito, colocam-se estações de iscagem com a mesma distribuição, usando produtos anti-coagulantes. Deste modo se minimiza a quantidade de tóxico que circula no território (Pascal *et al.*, 1996; Pascal, 1999; Pascal & Lorvelec, 2001; Pascal *et al.* 2003; Pascal & Lorvelec, 2003).

Ratazanas e Ratos**2.22.3.2 Tóxicos**

Os venenos mais comuns em programas de controlo de roedores são os anti-coagulantes, especialmente os de segunda geração. Para as maiores extensões, sobretudo na Nova Zelândia, utilizam-se aeronaves para dispersar o isco envenenado com rapidez, em quantidades de 10 Kg/ha. Usando este sistema foram erradicadas ratazanas em ilhas até 11 300 ha, como é o caso de Campbell Island (Nova Zelândia) (McClelland, 2002b). Mediante a utilização de estações de iscagem, inclusivamente simples, que cobrem o isco e reduzem o risco de consumo acidental por espécies não-alvo, erradicaram-se ratazanas em ilhas até 3100 ha, como é o caso de Langara Island (Canadá) (Thomas & Taylor, 2002).

O uso de iscos sem veneno serve para testar o dano colateral potencial de uma destas operações aéreas, como se comprovou no Hawaii já que a fauna autóctone não consumia o isco (Dunlevy *et al.*, 2000; Dunlevy & Campbell, 2001).

Dentro dos anti-coagulantes, a difacinona foi utilizada em Malgasta (8,7 ha, Baleares) (Aguilar y Cozer, 1988), o brodifacum e o flocumafene em Chafarinas (12 e 20 ha) (Orueta *et al.*, 2003b), Madeira (Zino *et al.*, 1995b), Selvagens (Oliveira, 2003), Frégate (210 ha, Seychelles) (Thorsen & Shorten, 1997), Île aux Aigrettes (25 ha, Mauritius) (Merton, com. pess., 1998), ... Brodifacum e bromadiolona são os tóxicos mais utilizados contra roedores na Nova Zelândia (Moors, 1985, 1990; Moors *et al.*, 1992; Alterio *et al.*, 1997), nas ilhas do Pacífico (Robertson *et al.*, 1998), América do Sul (Murua & Rodríguez, 1989), etc. Coumatetralilo foi preferido ao brodifacum em Cágados (Coulter *et al.*, 1985; Cruz & Cruz, 1987). Em longas campanhas, a mudança de produtos e de iscos pode ser benéfico (Moors, 1985).

A iscagem intermitente recomendada por Dibrock (1984) tem por objectivo reduzir a quantidade de anti-coagulante (principalmente o brodifacum) no tubo digestivo das ratazanas e, em consequência, no meio. Este autor sugere que entre 50 e 150 mg de brodifacum/ha seriam suficientes para distintas espécies e graus de infestação. Através de iscagem aérea distribuem-se até 12 Kg de isco/ha de brodifacum 20 ppm (McClelland, 2002a), equivalente a 240 mg de anti-coagulante/ha. Em iscagem terrestre ao ar livre foram usados até 20 Kg/ha de brodifacum 20 ppm (Bell, 2002), equivalentes a 400 mg/ha de produto activo. Em Rey Francisco (12 ha, Chafarinas), foi atingida a erradicação de *R. rattus* em duas ocasiões (mediando uma reinvasão) com 1 kg/ha de brodifacum (50 ppm) em 1992 ou 0,7 kg/ha de flocumafene (50 ppm) em 1999, equivalentes, respectivamente, a 50 e 35 mg de produto activo/ha; a técnica utilizada consiste na disposição de pouca quantidade de veneno que é repostado apenas quando fez efeito a primeira iscagem. Depois de uma semana (Orueta *et al.*, 2003b). Alguns autores opinam que as visitas mais frequentes às estações de iscagem podem ocasionar repulsa do isco pelas outras ratazanas (Moors *et al.*, 1992). Para outros (Robertson *et al.*, 1998), torna-se logisticamente mais complexo organizar vários episódios que uma iscagem de saturação. Um programa de preenchimento semanal é possível se existe pessoal permanente destinado nas ilhas e se a superfície o permite. Em certas ocasiões, realizaram-se substituições muito frequentes, inclusivamente diárias, como na Ilha de Breaksea, onde se mantiveram permanentemente durante 22 dias, 6,5 mg/ha de brodifacum (50 ppm) (Taylor & Thomas, 1993).

Em Malgrats (8,7 ha, Baleares), usaram-se 144 mg/ha de difacinona (50 ppm) (Aguilar & Cózar, 1988). A diferencia de eficácia em relação aos resultados obtidos em Rey Francisco (Chafarinas) deve-se tanto ao carácter da difacinona, que deve ser consumida durante vários dias para produzir o efeito desejado, como pela menor densidade das estações de iscagem.

Utilizaram-se outros produtos não anti-coagulantes como raticidas nas ilhas. O escilirósido foi usado em Conills (1 ha, Baleares) (Aguilar & Cozar, 1988). O 1080 é perigoso (Murua & Rodríguez, 1989) e pouco apetecível (Atkinson & Moller, 1990), mas foi usado com êxito em combinação e alternância com outros produtos (Moors, 1985). Para mais detalhes, consultar o capítulo correspondente a tóxicos na terceira parte desta obra.

Ratazanas e Ratos

Com frequências, *M. musculus* é mais difícil de erradicar que as espécies de maiores dimensões. Em 1996, em Bird Island (101ha) (Merton com. pess., 1998) utilizou-se brodifacum (50 ppm) em cada 50 m mantido durante dois meses, conseguindo erradicar as ratazanas mas não os ratos. Estes também persistem em Saint-Paul (800 ha) depois da erradicação de *R. rattus* e *O. cuniculus* (Micol & Jouventin, 2002), tal como ocorreu na Deserta Grande depois da erradicação do coelho (Bell *et al.*, 1998).

Inconvenientes

O uso de tóxicos pode afectar predadores e necrófagos potenciais. Isto pode reduzir-se com a iscagem intermitente, que reduz notoriamente a quantidade de produto utilizado. Em certas ocasiões, decide-se aceitar um certo grau de envenenamento secundário (como ocorre por regra geral na Nova Zelândia), para o que se capturam exemplares das espécies mais raras para serem reintroduzidos depois das campanhas.

2.22.3.3 Iscos

O sulfuro carbónico é um atractivo para *R. norvegicus*, pelo menos no laboratório, enquanto que a urina de ratazana ou o estrato de glândula prepucial não o são (Shumake & Hake, 2001). Também aumenta a eficácia da armadilhagem e o consumo de isco envenenado de *R. rattus* tanto o laboratório como no campo (Parshad, 2002). Esta substância está presente no bafo dos roedores, mas desde que se descreveu o seu potencial nos anos 80 não foi incorporada nos iscos comerciais, talvez pela sua volatilidade ou toxicidade (O'Connor & Eason, 2000). O dissulfuro carbónico é, para além disso, um explosivo potente (Gregory, 2003) e um dos primeiros insecticidas mais utilizados historicamente, e muito utilizado na actualidade (Bond, 1984).

Os iscos para ratazanas são normalmente prensados (Aranda *et al.*, 1992, Robertson *et al.*, 1998) ou blocos de parafina (Moors, 1985; Costa, com. pess., 1991; Moors *et al.*, 1992; Taylor & Thomas, 1993; Thorsen & Shorten, 1997; Robertson *et al.*, 1998). Os blocos de parafina são mais resistentes à humidade e ao bolor. Nalgumas ocasiões, os blocos de parafina têm um furo no meio para os fixar e para que não possam ser retirados das estações de iscagem, mas pode acontecer que os roedores consigam tirar mais de metade da pastilha quando roerem o resto (Aranda *et al.*, 1992).

Alguns fabricantes acrescentam anti-fúngicos aos blocos de parafina, de modo que chegam a durar 4 semanas em condições de humidade e calor, nas quais os prensados amolecem de um dia para o outro e os blocos de cereal e parafina amolecem em duas semanas ou se derretem nos dias de calor (Thorsen & Shorten, 1997). Num ambiente similar, os prensados amolecem e é há que mudá-los todas as semanas ou cada quinzena, enquanto que os blocos de parafina duram de 3 a 6 semanas em função do isco (Robertson *et al.*, 1998).

R. norvegicus na Ilha de Frégate preferia os prensados de cereais (com brodifacum), em segundo lugar os blocos de cereal e parafina (com brodifacum) e, em último lugar os blocos de parafina (com difenacum, brodifacum e flocumafene) (Thorsen & Shorten, 1997). Em Chafarinas, compararam-se os iscos com brodifacum em prensado e em bloco de parafina, sendo o primeiro claramente preferido (Aranda *et al.* 1992). No entanto, também deve evitar-se que o isco seja atractivo para as espécies não-alvo, o que deverá ter-se em conta na hora de seleccionar o isco (ver 3.4.2.13).

O momento ideal para actuar é a época do ano com menor disponibilidade de alimento de modo que os iscos se tornem mais atractivos. Isto coincide com um nível populacional baixo, de modo que é mais fácil acabar com a população. Também é conveniente evitar os momentos em que as outras espécies possam interferir com as operações.

Ratazanas e Ratos

Em Chafarinas, evitou-se sempre as grandes densidades de gaivotas para evitar a disponibilidade de grande quantidade de alimento para as ratazanas (pintos mortos e ovos partidos) e o consumo de isco pelas gaivotas, o que se traduz tanto na mortalidade acidental como na perda de iscos (Aranda *et al.*, 1992). Em Bird Island, as operações de envenenamento tiveram que situar-se entra a partida das aves nidificantes e a época das chuvas (Merton, com. pess., 1998) e, em Campbell Island, também se esperou que as espécies necrófagas (*Catharacta skua*) não estivessem presentes (McClelland, 2002b).

Em Saint-Paul, elegeram a estação seca pelas suas condições ambientais (Micol & Jouventin., 2002). Nas ilhas sub-antárticas, o início do Inverno com dias muito curtos e mau tempo, impediu qualquer tipo de trabalho efectivo, pelo que as operações de envenenamento estiveram muito limitadas no tempo (McClelland, 2002b). Em muitos destes casos, em que se utilizaram helicópteros, as condições meteorológicas são uma questão de segurança, não apenas de eficácia (Micol & Jouventin., 2002; McClelland, 2002b).

No entanto, numa estratégia de controlo, como a que se fazia em Rarotonga para proteger *Pomarea dimidiata* da predação por ratazanas, concluiu-se que o controlo ao longo do ano não era rentável, por isso fazia-se imediatamente antes e em torno da época da nidificação da espécie ameaçada (Robertson *et al.*, 1998).

Para mais informação sobre tóxicos, estações de iscagem e iscos e atractivos, consultar os capítulos correspondentes.

2.22.3.4 Controlo da reprodução

Os químico-esterilizantes não foram muito utilizados no campo e parecem pouco prometedores. Apenas são úteis para obter uma redução parcial (Moors *et al.*, 1992), mas foi sugerido o seu uso como parte de um controlo integrado, em combinação com outras técnicas (Lazarus & Rowe, 1982; Lazarus, 1989). No entanto, o esforço e os custos são semelhantes, pelo que se considera mais eficaz o uso de tóxicos (Meehan, 1984).

Para mais informação sobre técnicas e produtos de controlo da reprodução, consultar o capítulo correspondente.

2.22.3.5 Intimidação

No âmbito doméstico ou em meios artificiais utilizaram-se emissores de ultra-sons para evitar a presença de roedores sem necessidade de recorrer a um envenenamento permanente. No entanto, estes não são efectivos já que os roedores se habituam a eles em pouco tempo, Os artefactos electromagnéticos são inúteis (Howard & Marsh, 1985).

2.22.3.6 Controlo biológico

O uso de predadores para combater roedores demonstrou ser inútil e contraproducente (Meehan, 1984; Moors & Atkinson, 1984), mesmo quando se tentou evitar danos colaterais e a reprodução dos predadores. Em Strynøe Kalv (46 ha, Dinamarca) soltaram-se machos de arminhos para controlar *Arvicola terrestris* até uma densidade tolerável em 12 meses, mas desapareceram numerosas aves marinhas e os arminhos alcançaram as ilhas vizinhas, embora não tenham sobrevivido muito depois da campanha (Kildemoes, 1985). O uso de mangustos *Herpestes auropunctatus* na Polinésia e no Caribe foi inútil e muito prejudicial para a fauna nativa (Meehan, 1984). Foi sugerido favorecer os predadores nativos, como meio de controlar o dano por roedores, por exemplo, através da colocação de poleiros para rapinas (Howard *et al.*, 1985; Murua &

Ratazanas e Ratos

Rodríguez, 1989). Esta estratégia deve ser avaliada em função dos possíveis efeitos sobre a fauna nativa ameaçada que poderia sofrer mais predação por causa dos predadores nativos.

Salmonella enteritidis foi um agente patogénico já utilizado contra as ratazanas, mas dado que pode também afectar o Homem o seu uso é desaconselhável (Meehan, 1984).

A imuno-supressão com drogas pode ser útil como controlo biológico de pragas de roedores. A dexametasona reduz fortemente a resposta imune de *Microtus guentheri*. Estes químicos devem usar-se em combinação com agentes infecciosos, tanto através da inoculação e reintrodução de exemplares como pela libertação de agentes patogénicos no ambiente (Benjamini, 1985).

2.22.3.7 Maneio do habitat e quarentena

Tanto como complemento de uma campanha de erradicação como se se pretende apenas um controlo das populações, devem aplicar-se medidas de maneio do habitat.

As embarcações não controladas deveriam fundear longe da costa, salvo se se pudessem assegurar medidas de exclusão e controlo nos portos. Os navios que atracam frequentemente numa ilha deveriam estar desratizados e ter um seguimento intensivo da presença de roedores. O equipamento e as cargas desembarcadas deveriam armazenar-se e vistoriar-se em edifícios à prova de roedores (Bell & Bell, 1997). Tais edifícios, devem estar cobertos de materiais à prova de roedores, as portas fechadas, e se não se estão a usar todos as passagens susceptíveis de serem roídas, estas deveriam estar forradas de metal. As aberturas desnecessárias deveriam estar fechadas com cimento e as necessários para ventilação, bloqueadas com tela metálica de calibre suficiente.

O uso de betão no solo e nas paredes também evita a escavação do cimento (TWDMS, 1998j). Evidentemente, todas estas precauções são difíceis de conseguir nos casos que nos dizem respeito, pelo que deverá evitar-se que os barcos que arribem às ilhas sejam susceptíveis de levar roedores, evitar-se que fundeiem próximo, e garantir que mantenham medidas de quarentena e isolamento dos pontos de atracagem. Estes podem ser vedados com cercados à prova de roedores e todos os materiais importados devem estar livres de roedores (Merton *et al.*, 2002).

Mais importante e menos dispendioso é evitar o acesso das ratazanas ao alimento (TWDMS, 1998j). A sensibilização dos habitantes e visitantes para a gestão dos lixos é muito importante. Os visitantes das ilhas desabitadas devem levar os seus desperdícios para um lugar onde se possam gerir adequadamente (Oliveira & Heredia, 1995; Zino *et al.*, 1995b) e as lixeiras devem situar-se de modo a que afectem o menos possível as áreas sensíveis (Aranda *et al.*, 1992). Se é difícil levar a cabo o transporte de resíduos, pode reduzir-se ao mínimo o consumo através da compostagem de resíduos orgânicos em recipientes à prova de roedores. No Parque Nacional de Teide existem papeleiras à prova de ratazanas nos pontos de maior atracção de visitantes para permitir que os visitantes se possam desembaraçar dos lixos.

2.22.4 Recomendações

Recomenda-se a erradicação de ratazanas em todos os ilhéus em que isso é fácil, usando métodos pouco agressivos. O uso combinado de armadilhagem e veneno pode ser uma alternativa apenas ao uso de veneno, mas deverá tentar-se uma técnica de iscagem intermitente em vez de uma iscagem por saturação. Deveria evitar-se o prolongamento desnecessário da presença de veneno no terreno: é preferível a realização de campanhas intensivas em que se produza um reduzido número de mortes por envenenamento secundário que um gotejamento constante todos os anos em que se realize um controlo menos intensivo.

Os lixos deverão gerir-se de modo adequado para evitar a proliferação de roedores (e outros vertebrados oportunistas) nas proximidades das áreas sensíveis.

Ratazanas e Ratos

Nas zonas sensíveis onde a erradicação não é possível, realizar-se-ão campanhas imediatamente antes da época em que se detectam os danos nas espécies ameaçadas.

Sempre que exista risco de consumo por espécies não-alvo, utilizar-se-ão os meios que minimizem os danos, em particular no que se refere às estações de iscagem. Tanto os iscos como, no seu caso, as armadilhas, se disporão na maior densidade possível (entre 15 e 25 m entre estações, quer dizer, entre 16 e 44 estações/ha) para facilitar o acesso das ratazanas ao mesmo. A quantidade de veneno em cada ponto de iscagem será o mínimo indispensável e as armadilhas serão de tal forma que não prejudiquem as espécies não-alvo (armadilhas em vivo ou armadilhas de ferros cobertas).

CENSO DE RATAZANAS

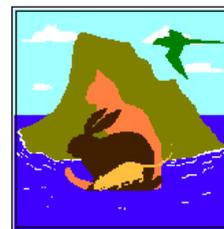
www.shiantisles.net/pdf/nh08.pdf (vários métodos de avaliação da população)

www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/99/99_125.pdf

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.23 COELHO

2.23.1 Biologia

O Coelho (*Oryctolagus cuniculus*) é uma espécie de origem ibérica que foi introduzido ao longo dos séculos em mais de 800 ilhas de todo o Mundo (Flux & Fullagar, 1992). A sua introdução nas Baleares é bastante antiga. É conhecida uma praga de coelhos no ano -6, seguramente a primeira documentada na história, relatada por Plínio para a qual se usaram furões e mesmo tropa para combatê-la. O motivo da sua introdução seria o facto de proporcionarem uma fonte de alimento aos barcos que chegariam no futuro a essas ilhas, numa época em que a disponibilidade de alimentos frescos nos barcos era reduzida. Para além disso, foi introduzida também como presa de caça.

A maior parte das gestações ocorrem entre Fevereiro e Julho e durante esse período quase todas as fêmeas se encontram grávidas. A gestação dura entre 28 e 33 dias e as ninhadas alcançam os 9 caçapos. Potencialmente, podem ter entre 5 e 7 gestações por ano. A fertilidade de uma fêmea permite ter 25 a 30 caçapos por ano na Austrália (Twigg *et al.* 1998).

Alimentam-se de grande variedade de produtos vegetais, tanto herbáceos como lenhosos (Soriguer, 1981; Orueta *et al.*, 1995). Em função da disponibilidade de alimento os coelhos sofrem habitualmente fortes oscilações demográficas (Lockley 1954; Soriguer 1981; King *et al.*, 1983; King & Wheeler, 1985; Twigg *et al.*, 1998; Palomares 2001; Orueta *et al.*, 2003a) que afectam sobretudo os mais jovens (Wheeler & King, 1985). Ainda que em cativeiro os coelhos sofram uma redução na dieta como adaptação à falta de água (Cooke, 1982a), em liberdade, aumentam o consumo de plantas mais ricas em água em detrimento das mais nutritivas (Cooke, 1982b).

2.23.2 Problemática

Incluído nas 100 piores espécies de exóticas invasoras definidas pela UICN. É uma espécie invasora emblemática, sendo paradigmática a sua expansão na Austrália e os prejuízos que produz (Land Protection, 2001a). Os coelhos exercem uma forte pressão sobre a vegetação das ilhas, que com frequência é insustentável. Em Congresso (Chafarinas) a vegetação encontra-se sobrexplorada e abundam as espécies não apetecíveis, acontecendo que a população sofre importantes variações anuais quando supera a capacidade de carga e vê-se reduzida durante a estiagem (Orueta *et al.*, 1995; 2003a). Em Conills (Cabrera, Baleares) os coelhos escavam em busca das raízes dos caméfitos (J. Mayol, com. pess., 2003), do mesmo modo que em Congresso procuram os bolbos dos geófitos (obs. pess.).

O impacto na vegetação afecta também a fauna que depende dela para a sua alimentação e abrigo. Assim, os coelhos introduzidos afectam animais nativos ameaçados pela competição directa por fontes de alimento, pela diminuição da cobertura vegetal e pela erosão derivada da sua actividade (North *et al.*, 1994; Priddel *et al.*, 2000; Norbury, 2001).

Os coelhos servem de fonte alternativa de alimento aos predadores alóctones (Apps, 1984; Nogales & Medina, 1996; Norbury, 2001), o que foi interpretado que a competição indirecta com a fauna autóctone seria menor, quer dizer, que a eliminação do coelho prejudicaria a fauna autóctone. No entanto, os predadores introduzidos na Austrália foram mais facilmente controlados depois da redução severa das populações de coelho e os mamíferos nativos começaram a recuperar-se (Cooke,

Coelho

1998), como previam outras hipóteses (Pech, 1996). Com efeito, demonstrou-se que os coelhos servem de recurso trófico permanente, o que favorece altas densidades de predadores e por isso se exerce uma maior pressão sobre a fauna local (Johnstone, 1985; Norbury, 2001). Este fenómeno é conhecido por hiperpredação (Courchamp *et al.*, 1999b).

2.23.3 Métodos de controlo

2.23.3.1 Métodos biológicos

O Coelho foi objecto das mais famosas tentativas de controlo biológico. A mixomatose utilizou-se com um êxito variável e também o calicivírus do Coelho (causador da pneumonia hemorrágica). A contrário, a largada de predadores foi sempre ineficaz e com frequência foi desastrosa.

Em Phillip Island, a mixomatose foi introduzida em 1981/83 e obteve uma grande redução. No entanto, os coelhos começaram a aumentar depois de um período de estabilização e houve que utilizar outras técnicas (Hermes, 1987). Na Terra do Fogo, os coelhos reduziram-se drasticamente com a mixomatose (Jaksic & Yañez, 1983). Também se usou em Macquarie Island (Rounsevell & Brothers, 1984). Na Nova Zelândia, as tentativas falharam por falta de vectores (Gibb & Williams, 1990). A mesma razão desaconselhou o seu uso em Round Island (Merton, 1987).

O caso mais famoso de mixomatose ocorreu na Austrália, em 1950. Embora a estirpe fosse muito virulenta, a eficácia decaiu em dois ou três anos (Shigesada & Kawasaki, 1997). A virulência reduziu-se provavelmente pelo papel dos diferentes vectores, em particular *Anopheles annulipes*, que favorece os vírus que mantêm um estado infeccioso por um período maior, de modo que as estirpes de vírus de virulência moderada tornam-se dominantes. Quando o vector predominante são as pulgas, estas abandonam os animais moribundos, pelo que seleccionam a letalidade da estirpe (Howell, 1984). As pulgas (*Spilopsyllus cuniculus*) foram introduzidas em Macquarie Island cerca de 10 anos antes da introdução da mixomatose e em cada Verão deviam introduzir-se vírus frescos (Johnstone, 1985). Na Austrália, usa-se outra espécie de pulga (*Xenopsylla cunicularis*) adaptada à aridez quando a pulga europeia demonstra a sua ineficácia (Pech, 1996). Num desenho experimental, a eliminação de pulgas melhorou a sobrevivência do coelho e a largada das mesmas devolveu a situação ao estado anterior (Trout *et al.*, 1992).

A pneumonia hemorrágica vírica do coelho (NHV, RHD ou RCD) foi introduzida na Austrália em Outubro de 1995, no meio de uma notável controvérsia (Pech, 1996; Cooke, 1998). A virulência varia sazonalmente e a mortalidade é maior em zonas áridas (Cooke, 1998). São necessárias medidas de acompanhamento para controlar os coelhos que podem ter desenvolvido resistência para reduzir os efeitos da expansão da imunidade (NSWEPA, 1998). Para além dos efeitos a curto prazo, os predadores alóctones começaram a ser mais fáceis de controlar e as espécies nativas começaram a recuperar-se depois da introdução da doença (Pech, 1996).

Em 1997, a NHV foi introduzida em Cabbage Tree Island (Austrália) depois de uma epidemia natural de mixomatose. Cada uma das epidemias reduziu a população a menos de metade do contingente prévio e a erradicação foi obtida através de anti-coagulantes (Priddel *et al.*, 2000).

Na Austrália e na Nova Zelândia, criou-se um programa conjunto para o uso da NHV contra o coelho (Australia and New Zealand Rabbit Calicivirus Disease Program) (ver CSIRO, 1997).

A libertação de predadores teve consequências nefastas. A doninha e o arminho foram introduzidos na Nova Zelândia para tentar controlar o coelho (Simberloff & Stiling, 1996). A libertação da raposa *Dusycion griseus* na Terra do Fogo não só não foi capaz de reduzir os efectivos

Coelho

de coelho, como a espécie autóctone *D. culpeus* se mostrou mais eficiente para manter a população reduzida uma vez que a mixomatose a havia dizimado (Jaksic & Yañez, 1983).

Na Nova Zelândia, existe um grupo consultivo sobre o controlo biológico do coelho que oferece mais informação sobre estas questões (Rabbit Biocontrol Advisory Group).

2.23.3.2 Tiro

Na Ilha Grossa (14 ha, Columbretes), dois guardas gastaram 100 dias para eliminar os coelhos. No Verão, quando as populações estavam no mínimo. Usaram-se laços, mas também pedras, paus, arco e flecha, mas apenas se mataram 1,8 % da população em 25 dias, enquanto que com carabina se obteve uma maior eficácia (98,2 % das capturas e, 50 dias). Para eliminar o último coelho gastaram-se 25 dias; no total mataram-se 175 coelhos (Jiménez, 1994).

O tiro foi usado com mais frequência para acabar com os últimos exemplares de uma população. Na segunda fase, a erradicação de coelhos em Round Island, localizaram-se e identificaram-se os restantes indivíduos por marcas naturais e caçaram-se com espingarda de 12 e com rifle de .22 (Merton, 1987). Em Phillip Island, também se utilizou contra os restantes indivíduos (Bell, 1995). No entanto, a estratégia inversa de começar com o tiro como primeiro passo mostrou-se infrutífero em Macquarie Island (Johnstone, 1985).

2.23.3.3 Armadilhas

Nas Canárias, nas Ilhas de Montaña Clara (133 ha) e em Alegranza (1020 ha) capturaram-se coelhos com armadilhas-caixa comerciais e com outras de fabricação própria, com entrada do tipo alçapão e, por isso de captura múltipla, obtendo muito melhor resultado com estas últimas do que com as comerciais, que, para além disso, capturavam muito mais espécies não-alvo (Martín et al. 2002).

Twigg *et al.* (1996) comparam dois tipos de armadilhas-caixa e chegam à conclusão que o disparador é mais eficiente se se activa através de um pedal do que de uma alavanca, já que esta dá mais falsas capturas.

2.23.3.4 Tóxicos

Na Deserta Grande, dispôs-se brodifacum 20 ppm numa malha de 25 m, ou menos se se detectavam densidades importantes, e lançado do alto dos alcantilados inacessíveis (Bell & Bell, 1997; Oliveira, 2000), conseguindo-se a erradicação (Bell *et al.*, 1998; Oliveira, 2000). No Ilhéu da Praia (12 ha, Graciosa, Açores) houve 3 campanhas de envenenamento, com a mesma metodologia, colocando-se 180 kg no total. Na Selvagem Grande, também se utilizou este produto (Oliveira, 2003).

Em Phillip Island (190 ha, Austrália), depois da acção da mixomatose estabeleceu-se uma campanha de envenenamento com 1080 depois de uma pré-iscagem. Os coelhos foram gaseados nas suas tocas (Hermes, 1986). Em Round Island (151 ha) usou-se brodifacum numa malha de 10x10 m, com 52 g/ponto. No primeiro ensaio usaram-se 800 kg (4 kg/ha) e 1150 (5,2 kg/ha) no segundo, duas semanas depois; na segunda aplicação, o isco não foi consumido em alguns locais e o terceiro ensaio foi desnecessário (Merton, 1987). Em Bird Island (Seychelles, 101ha) usou-se brodifacum 20 ppm em dois ensaios separados por 10 dias (Merton, com. pess., 1998). Na ilha Verte (148 ha, Kerguelen) envenenou-se com clorofacinona 50 ppm em trigo esterilizado. Em 15 dias, estimou-se 90% de mortalidade, embora tenha demorado 3 anos a abater o último coelho (Chapuis & Barnaud, 1995). Em Cabbage Tree Island (26 ha, Austrália) depois das epidemias de mixomatose e NHV, extinguiu-se a população de Coelho usando brodifacum 20 ppm.

Coelho**2.23.3.5 Vedação**

A utilização de vedações podem ser úteis para compartimentar o terreno e aumentar a eficácia da erradicação. Assim foi feito em Phillip Island (Hermes, 1986). As vedações devem desenhar-se de modo que impeçam a passagem dos coelhos por escavação. Também podem utilizar-se para evitar o acesso a áreas de alimentação e aumentar assim o atractivo dos iscos. Por exemplo, Twigg *et al.* (1996) recomendam utilizar voltagens de 5kV de preferência aos 2kV.

2.23.3.6 Iscos

Diversos vegetais foram usados para atrair os coelhos. A cenoura é geralmente atractiva para os coelhos, que a aceitavam melhor moída que inteira (Twigg *et al.*, 1996). No entanto, a maçã pode ser mais apetecível e permanece gostosa mais tempo, para além de que se armazena melhor na ausência de frio (A. Martín, com. pess., 2002).

2.23.3.7 Esterilização

Na Austrália, há muito tempo que se estuda a possibilidade de utilizar a imunotecnologia como método de controlo de coelhos. Foi uma experiência em que se impuseram vários níveis de esterilidade cirúrgica, e se observou que, em consequência, aumenta a taxa de recrutamento e de longevidade. Os níveis de esterilidade de 60-80 % das fêmeas podem reduzir os picos de abundância (Twigg *et al.*, 1999; Twigg *et al.*, 2000).

Os métodos de expansão da esterilidade imunitária são dois: a ingestão de uma “vacina” oral, através de iscos, e a utilização de um vector (normalmente um vírus geneticamente modificado) portador de uma “vacina” que, deste modo, se estendia pela população através do OGM.

Inconvenientes

O uso de iscos para difundir a esterilidade é equivalente, em eficácia, à utilização de anticoncepcionais hormonais ou a qualquer outro isco. É fácil que nem todos os coelhos tenham acesso ao produto pelo que a esterilidade total é difícil de alcançar. De facto, este estará mais inacessível para alguns sectores da população que no caso de iscos envenenados, já que nestes últimos, depois da morte dos primeiros indivíduos, o resto pode consumir os iscos restantes, o que pode não ocorrer quando o que se promove é a esterilização.

No caso de um produto auto-vacinável, o risco é a introdução do vector numa população natural de Coelho, em locais onde a sua presença não seja tão problemática ou, inclusivamente, onde o Coelho seja uma peça chave para a conservação dos ecossistemas.

2.23.4 Recomendações

Recomenda-se erradicar o coelho das ilhas em que se demonstre um prejuízo para a vegetação.

No caso que se considere esta opção, a captura em vivo é uma opção desejável quando seja possível, já que assim se reduz o perigo para as espécies não-alvo.

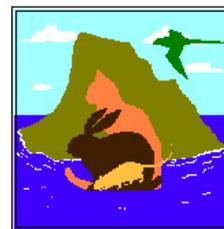
É possível que seja necessário completá-la com tiro ou com tóxicos.

O uso de vedações à prova de coelhos é útil tanto se se quer proteger um recurso localizado como se se quer avaliar o efeito que eventualmente teria a erradicação.

***Manual prático para o manejo de vertebrados
invasores nas ilhas de Espanha e Portugal***



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014

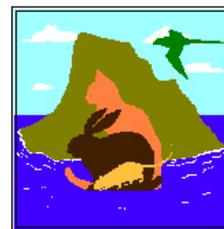


3 TERCEIRA PARTE: FICHAS DE MÉTODOS

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.1 DESCRIÇÃO DAS FICHAS

3.1.1 Princípios gerais

Neste capítulo dão-se noções gerais sobre cada método, a sua origem e modalidades.

3.1.2 Descrição

Explica-se cada uma das modalidades do método, com os grupos para os quais se utiliza. Apresentam-se descrições detalhadas de cada método (que teria sido aborrecido explicar em cada ficha da sessão anterior), incluindo, dentro do possível, diagramas e hipervínculos a documentos que os contenham.

Se bem que parte da informação se encontre nas fichas da segunda parte, aqui descrevem-se as características que afectam de forma geral a aplicação do método. Os hipervínculos permitem deslocar-se facilmente entre as fichas de espécies.

3.1.3 Referências

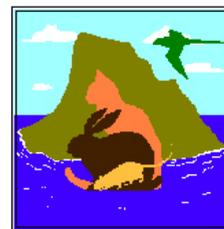
Citam-se as referências de fabricantes, distribuidores e desenhos para otimizar o uso do manual.

Nalguns capítulos introduzem-se também referências a manuais de formação editados na www. que ampliam a informação sobre o tema.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.2 CONTROLO BIOLÓGICO

3.2.1 Princípios gerais

O controlo biológico implica a utilização de um ser vivo para regular as populações de pragas. Assim sendo, incluímos tanto os predadores como os parasitas. Nenhum dos dois pode eliminar completamente uma população de vertebrados introduzidos (Bell, 1995), pelo que normalmente foi utilizada uma combinação de outros métodos.

Provavelmente, grande parte do êxito das espécies que se comportam como invasoras deve-se à libertação de “inimigos” (“enemies release”). Na sua área de distribuição natural, as espécies evoluíram com uma série de predadores, competidores e parasitas. Quando uma espécie é introduzida num novo ambiente, normalmente, deixa para trás uma boa parte dos seus “inimigos”. Assim, foi comprovado em diferentes grupos de animais e vegetais uma perda de mais de 75% dos parasitas ao serem introduzidas espécies da Europa na América do Norte (Clay, 2003). É possível que os parasitas próprios do novo território se incorporem na comunidade de agentes patogénicos, mas não chega a compensar a perda dos produzidos no trajecto.

Segundo estes resultados, parece plausível que a introdução dos inimigos deixados para trás possa contribuir para frenar a expansão das espécies invasoras, mas existe a possibilidade, largamente demonstrada em alguns casos, que estes inimigos tenham piores consequências para a biodiversidade nativa que apenas a primeira introdução.

3.2.2 Descrição

3.2.2.1 Predadores

Os predadores usados para controlar espécies invasoras raramente tiveram êxito e, por sua vez, converteram-se em invasores. Entre os vertebrados utilizados com este fim estão os sapos, porcos, vários mustelídeos e viverrídeos, gatos, raposas, coipus, corujas, mainás e pardais (Jaksic & Yáñez, 1983; Moors & Atkinson, 1984; Sick, 1984; King, 1990; Common & Norton, 1992; Hone, 1994; Simberloff & Stiling, 1996; Amori & Lapini, 1997).

Nos casos que nos dizem respeito, sobretudo na Macaronésia, a introdução de predadores com a intenção de reduzir as populações de espécies invasoras é uma ideia inadequada, já que não faria outra coisa senão acrescentar um factor de degradação no meio natural.

3.2.2.2 Competidores

Os competidores foram muito menos utilizados que os predadores para o controlo biológico de espécies invasoras. É sabido que as espécies invasoras do mesmo nível trófico se podem excluir por competição, como os roedores e os carnívoros (Taylor, 1984). No entanto, isto não é nenhuma garantia que o ecossistema se veja livre de uma invasora, mas que provavelmente incorpore outra mais agressiva. O único caso em que se encontrou referência à utilização de um competidor para eliminar uma espécie invasora foi a introdução da Lebre em várias ilhas para eliminar o Coelho, mas foi realizado em ilhas em que a Lebre se encontra na sua área de distribuição natural (Flux, 1993).

Controlo biológico

Nos casos que nos ocupam, sobretudo na Macaronésia, a introdução de novas espécies com a intenção de competir com espécies invasoras é uma ideia despropositada, que só acrescentaria mais um factor de degradação do meio natural.

3.2.2.3 Agentes patogénicos

Os organismos patogénicos foram mais eficazes que os predadores a reduzir as populações das espécies alóctones. São relativamente mais específicos que os predadores, ainda que se conheçam casos dramáticos de mudanças de hospedeiro, como é o caso da transferência do vírus da mixoma das espécies do género *Sylvilagus* para o coelho europeu *Oryctolagus cuniculus*. Várias doenças são, no entanto, comuns a um amplo espectro de espécies e géneros, como é o caso de várias doenças dos gatos que foram transmitidas a felinos silvestres (Courchamp, 1996; Coleman *et al.*, 1997) ou de uma malária, que dizimou as comunidade de aves havaianas (van Riper *et al.*, 1986).

A mixomatose e a NHV foram usadas contra o coelho (Jaksic & Yañez, 1983; Rounsevell & Brothers, 1984; Johnstone, 1985; Trout *et al.*, 1992; Pech, 1996; Cooke, 1998) e a pan-leucopenia felina contra o gato (van Aarde, 1984; van Rensburg *et al.*, 1987; Huntley, 1996). Também foi sugerido o uso da sarcocistose contra os psitacídeos (Avery *et al.*, 2002) ou a imuno-deficiência e a leucemia felinas contra os gatos assilvestrados (Courchamp & Sugihara, 1999).

Apesar da relativa eficácia, em todos os casos mencionados, as doenças utilizadas tiveram que ser complementadas com diversas técnicas mecânicas (tiro, armadilhagem) ou químicas (tóxicos) para erradicar as populações introduzidas. Para além disso, como dependem em certa medida do contacto e das interacções sociais para a sua transmissão, as doenças apenas são efectivas a densidades elevadas.

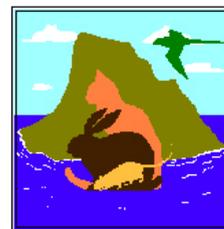
Além dos problemas técnicos, o uso de doenças como meio de controlo de populações de espécies invasoras tem vários problemas na sua dimensão humana. Estes são, basicamente, de carácter ético, dado que normalmente se infringe um sofrimento excessivo e prolongado aos indivíduos afectados, e de carácter económico e social, nos casos em que a espécie alvo é um animal doméstico (de criação ou de companhia). Pode ocorrer a transmissão às populações cativas, embora seja possível garantir a vacinação gratuita a todos os animais domésticos registados.

No estado actual das coisas não é recomendável o uso de agentes patogénicos para o controlo das espécies tratadas neste manual. Um caso diferente poderia oferecer-se aos vegetais ou aos invertebrados, que ficam fora do alcance desta obra. No entanto, este capítulo fica aberto aos resultados das investigações em curso ou futuras, que poderiam proporcionar ajudas inestimáveis para o controlo dos vertebrados introduzidos. Nestes casos, é essencial uma investigação intensiva sobre as consequências da introdução de agentes patogénicos nas populações das espécies nativas.

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.3 ARMADILHAS

3.3.1 Princípios gerais

Numerosos tipos de artefactos foram utilizados tradicionalmente para caçar animais, vivos ou mortos, e muitos outros foram criados para a sua captura em vivo. Bub (1978) e Bateman (1988) oferecem duas excelentes sínteses do processo histórico e do moderno desenvolvimento da armadilhagem.

Distinguímos a seguinte classificação das armadilhas em função do seu modo de actuação. Por conveniência, os nomes procuram ser o mais descritivos possíveis, embora o mecanismo de actuação obrigue a separar tipos de armadilha.

Armadilhas que capturam o animal restringindo-o a um recinto fechado, seja vedado, uma jaula ou caixa1

Armadilhas que capturam o animal prendendo-o numa extremidade ou no pescoço2

Armadilhas que capturam o animal emalhando-o para impedir os seus movimentos ...3.3.2.5

Armadilhas que capturam o animal que cai num poço de tamanho adequado e donde não pode sair3.3.2.6

1a A armadilha que tem uma porta que se fecha depois de o animal entrar e que impede a sua saída3.3.2.1

1b A armadilha que tem uma abertura em forma de funil que permite a entrada mas não a saída do animal capturado3.3.2.2

2a A captura realiza-se entre dois quadros, normalmente metálicos, activados por uma mola3.3.2.3

2b A prisão efectua-se por um filamento metálico ou de plástico, seja por tensão exercida pelo animal ou com a ajuda de uma mola3.3.2.4

3.3.2 Descrição

3.3.2.1 Caixas e armadilhas-caixa

Em função do tipo de entrada podemos distinguir classes-tipo de armadilhas:

- porta de alçapão se um só sentido, que permanece fechada mas que é fácil de abrir quando empurrada;
- porta de guilhotina, que cai ao accionar-se um disparador;
- porta de alçapão, com dobradiças na parte superior, que cai ao activar-se o disparador

Os dois últimos são de captura única, enquanto que o primeiro, se se faz do tamanho adequado, permite numerosas capturas. Existem diversas variantes.

Armadilhas

O sistema mais básico foi utilizado, em armadilhas-caixa de tamanho grande, para porcos assilvestrados. No caso das armadilhas múltiplas, estas consistem em cercados muito firmes, com a malha enterrada e fixa ao terreno. O sistema de entrada é o habitual neste tipo de armadilhas colectivas para mamíferos, com um alçapão num só sentido que bloqueia uma pequena passagem, que se pode iscar com grãos ou com carne e as primeiras capturas actuam como chamarizes (TWDMS, 1998m). Nas Canárias, utilizaram-se armadilhas deste tipo, com uma ou com várias entradas, para a erradicação dos coelhos das ilhas de Montaña Clara e de Alegranza (Martín *et al.*, 2002). Existem armadilhas para esquilos, comerciais e artesanais, baseadas neste princípio, que colocam duas armadilhas sucessivas num corredor central ou lateral da armadilha-caixa. Por último, para [pombos](#) utilizaram-se grandes jaulas nas quais existiam, rente ao solo, umas entradas providas de uma cortina de varetas, que apenas se movem para o interior e, por isso, impedem a saída (Williams & Corrigan, 1994; TWDMS, 1998k).

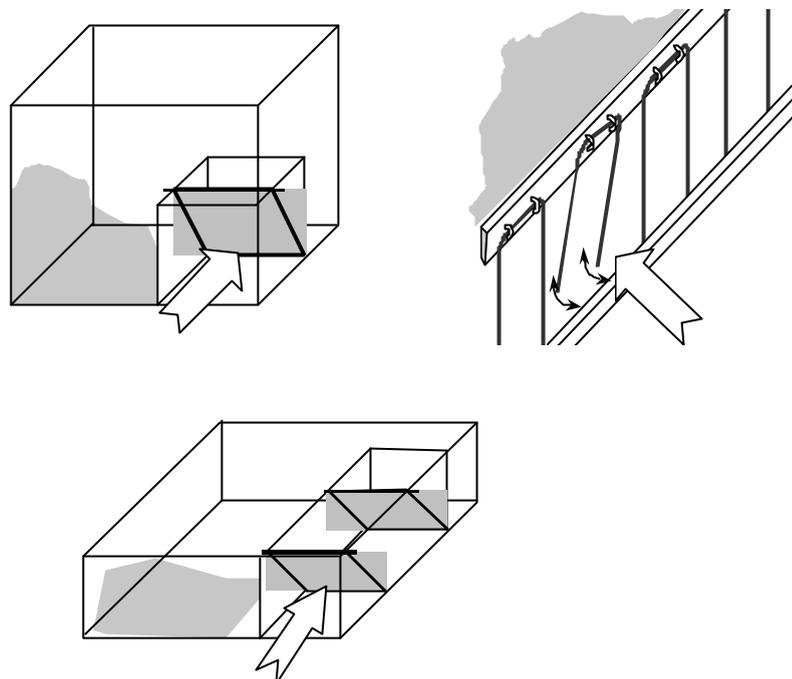


Fig. 3.3.1. Tipos de porta de alçapão de abertura num só sentido

Usam-se numerosas armadilhas para aves (Chardonneret, Larsen, Potter, ...) nas quais se coloca um isco ou uma negaça (numa câmara separada). Na Chardonneret (na figura, a da esquerda), o fecho acontece ao activar-se uma alavanca que faz cair a porta, situada na parte superior e aberta para fora com a ajuda de uma mola. A Larsen (na figura, a do centro) é muito semelhante mas a porta abre para dentro, segura com um pau onde se empoleira a ave atraída pela negaça ou pelo isco, desloca o poleiro com o seu peso e permite que a mola feche a porta. A Potter (na figura, a da direita) tem uma porta de guilhotina na face frontal da armadilha que cai quando a ave se apoia sobre uma alavanca que a mantém aberta; pode utilizar-se para todo o tipo de aves dependendo do tamanho e do isco, desde passeriformes (com sementes ou invertebrados como isco) a rapinas (com um rato vivo como isco numa câmara separada), ou aves marinhas e limícolas (no ninho). Com vários destes tipos podem realizar-se versões para uma captura múltipla com várias câmaras (desde dois até oito), como as usadas para a captura de mainás.

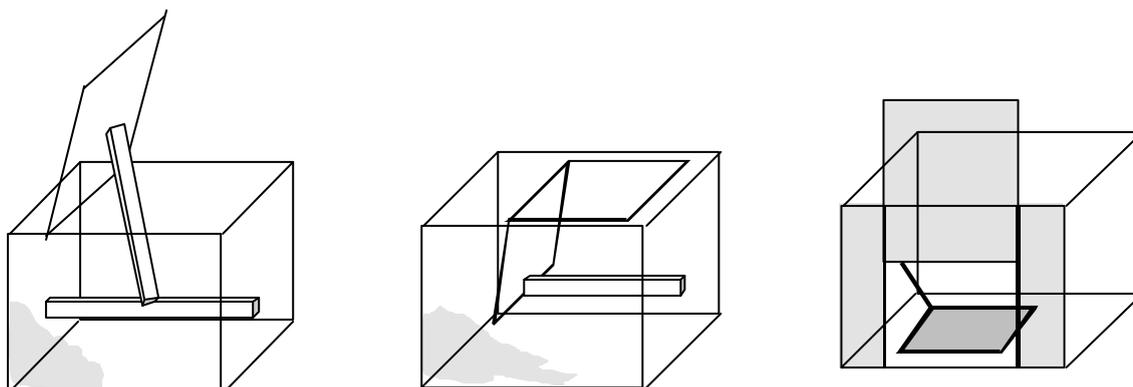


Fig. 3.3.2. Armadilhas Chardonneret, Larsen e Potter

Armadilhas

Para micromamíferos, usam-se diversos tipos de armadilhas em vivo: [Sherman](#) (dobráveis e não dobráveis), [Longworth](#), [trip-traps](#) (quase 5 vezes mais económicas que as Longworth), [Ugglan](#) (mais simples, limpas e até 8 vezes mais económicas que as Longworth; permitem capturas múltiplas), etc. No geral, considera-se que as armadilhas maiores (30,5 cm no caso das Sherman, frente aos 22,9 cm) são mais eficazes porque a porta não se bloqueia tão facilmente com os quartos traseiros da presa e, além disso, a mortalidade é menor (Slade *et al.*, 1993). Usam-se com frequência armadilhas Sherman e Longworth alternadas (Manson *et al.*, 1999; Sax, 2002) ou em combinação na mesma estação de armadilhagem (Burch, 2002; Kalcounis-Rüppell & Millar, 2002). As armadilhas-caixa fabricadas *ex profeso* por O'Farrell *et al.* (1994) resultaram mais económicas e efectivas que as Sherman comerciais, já que capturam mais espécies e em maior número. Outras armadilhas que podem fabricar-se com meios próprios são as “[russa](#)”, “[polaca](#)” e “[checa](#)”. Os preços aproximados de um mesmo fornecedor ([Alana Ecology](#), RU) para três das armadilhas mais frequentes são: Longworth: 66€, Sherman: 20-33€(conforme o tamanho), Trip-trap: 14€

As armadilhas-caixa o caixas são especialmente úteis para alguns grupos de espécies. Assim, os musaranhos são mais fáceis de capturar em armadilhas em vivo que em armadilhas de ferros (Lee, 1997).

Muitos projectos que precisam da captura de mamíferos de tamanho distinto desenham e constróem as suas próprias armadilhas; existem modelos na web, tanto de madeira com porta de guilhotina como a [Sanders](#) ou metálicas com porta de dobradiças como a [FABCOPS](#). Com distintos tipos de disparador, fabricam-se armadilhas artesanais como a usada em Chafaricas com um disparador fixo por um cordel ao isco (a figura da esquerda) ou as que usa a DGCN espanhola (F. Garcia com. pess., 2003) em muitos locais com um disparador de pedal (no centro da figura), análogo ao da armadilhas Potter. Na Espanha peninsular foi muito utilizada a armadilha-caixa de tamanho grande, desenhada pelo governo de Aragão especialmente para canídeos, com porta de guilhotina e disparador de cabo unido ao isco (Fernández-Arias & Folch, 1995).

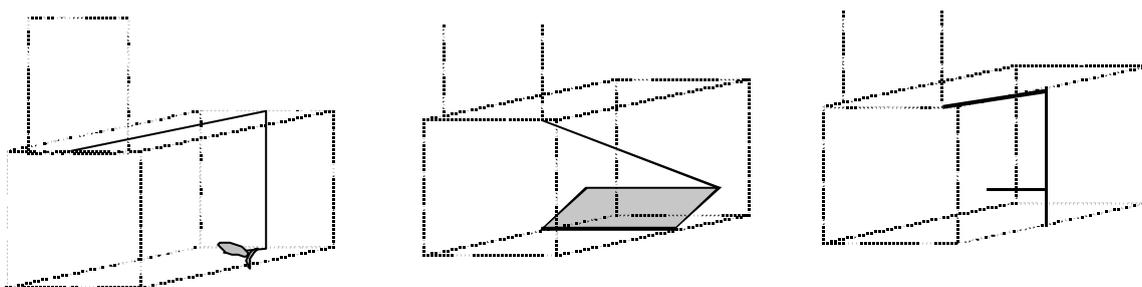


Fig. 3.3.3. Tipos de disparadores, com cordel unido ao isco, pedal e alavanca

O disparador de uma porta de guilhotina pode ter vários desenhos. Os disparadores de pedal são os mais frequentes e, em princípio, mais fiáveis que os que consistem num jogo de alavancas (na figura, à direita) Twigg *et al.*, 1996)

Existem muitas armadilhas-caixa de fabricação industrial como [Tru-Catch](#), [Gemppler's](#), [Havahart](#), [Trap-man](#) e [Tomahawk](#). Um fabricante espanhol (JAUTECO) fabrica armadilhas-caixa com disparador de pedal com todo o mecanismo de transmissão pelo exterior, desde o pedal até à porta.

As caixas de tamanho adequado são muito efectivas para capturar porcos assilvestrados. Como noutras espécies, estas podem ser de captura individual ou múltipla (já descrita mais acima).

Armadilhas

No primeiro caso, as jaulas tem que ser muito resistentes e existem modelos fixos e portáteis (Barret & Birmingham, 1994). Outros tipos de armadilhas em vivo para ungulados são cercados com isco ou com vedações de intercepção. Para as quais se encaminham os rebanhos através de batidas, tanto com pessoas como com a ajuda de cães, veículos ou aeronaves. A entrada fecha-se manual ou automaticamente, quando os animais estão lá dentro, e logo se podem abater, anestésiar ou conduzir para caixas de transporte mediante vedações de intercepção. Também se podem capturar com redes, acossando-os contra elas. Estes métodos não costumam funcionar com os animais mais esquivos.

3.3.2.2 Armadilhas de funil

Jaulas

Estas armadilhas consistem em jaulas ou outro tipo de recinto de tamanho variável com a faculdade de ser de captura múltipla nas espécies gregárias. São especialmente adequadas para as aves que se movimentam frequentemente no solo.

Nas suas diferentes variantes foram usadas para galináceos (Fan & Sun, 1997; Smith *et al.*, 2001; Zhengwang & Quanhui, 2001), pombos (Bateman, 1988; Williams & Corrigan, 1994), passeriformes (Friedl & Klump, 1999; Bourne, 2001a, b) e psitacídeos (Morgan & McNee, 2000). Na Austrália, obteve-se uma grande efectividade com este tipo de armadilhas para capturar [periquitos](#).

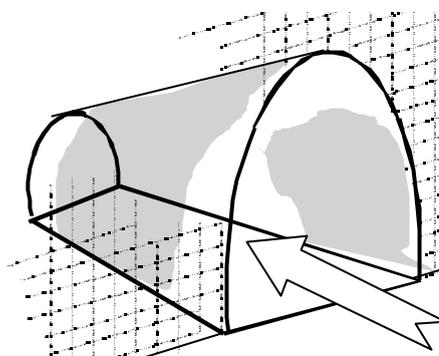


Fig. 3.3.4. Entrada em funil

Nassas

Agrupámos diversas artes utilizadas na captura de animais aquáticos, mas também utilizadas para vertebrados terrestres. Estas [armadilhas](#) para pescar recebem diversos nomes (nassas, galritos, butirões, ...) segundo a sua [forma](#) e a disposição. Podem capturar qualquer animal do tamanho adequado, pelo que não é recomendável utilizar-se totalmente submersas se existem répteis ou mamíferos aquáticos, que podem ficar presos e afogar-se. Em qualquer dos casos, pode sempre colocar-se com uma parte emersa.

São particularmente interessantes as armadilhas para peixes que incluem recipientes de vidro com uma ou várias entradas em funil. Em inglês recebem o nome que se dá às nassas ([minnow-traps](#)). Artigos semelhantes ou, simplesmente, garrafas de vinho colocadas submersas são armadilhas utilizadas na Península Ibérica, em águas tranquilas, para capturar pequenos peixes.

Mushet *et al.* (1997) desenharam uma armadilha em funil para capturar salamandras, mas que pode servir para qualquer animal aquático. É suficientemente grande para abarcar toda a coluna de água e está equipada com bandas ou abas laterais para conduzir as presas até à entrada da armadilha, que fica suficientemente emersa para que as capturas possam sair para respirar.

Para cágados podem mencionar-se dois tipos de nassas, uma de [malha metálica](#) em que o funil de entrada tem o lado interior cortado obliquamente (Fowler & Avery, 1994) e outra feita de [fitas](#) (Davis, 1994).

Armadilhas

No que se refere aos répteis terrestres, as armadilhas do tipo nassa são muito mais eficazes para serpentes do que para outros grupos (Greenberg *et al.*, 1994; Crosswhite *et al.*, 1999).

Armadilha MAFF

Desenhadas originalmente pelo Ministério da Agricultura Britânico para corvídeos, podem ser úteis para diversos passeriformes gregários (Talvez também mainás).

Consistem num jaula de um tamanho variável, com um de duas águas invertido, em forma de “V”; no vértice há uma abertura longitudinal com travessas mais ou menos espaçadas, em função das espécies alvo. O princípio de funcionamento é o mesmo que o funil: as aves podem entrar deixando-se cair, mas não podem sair voando.

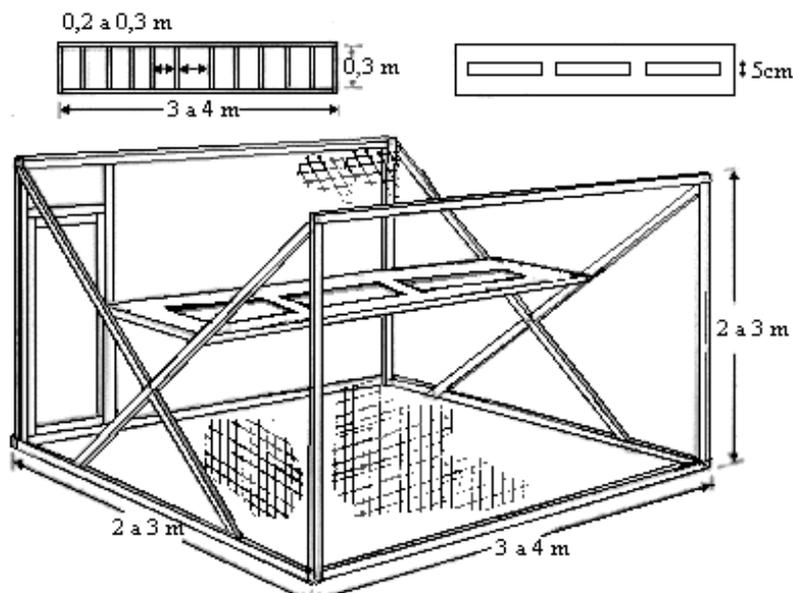


Fig. 3.3.5. Armadilha MAFF para aves com dois tipos diferentes de aberturas

Usam-se com negaça, e as aves capturadas ajudam a atrair as outras. Na América do Norte foi usada com [escrevedeiras-de-testa-branca](#) (Clark & Hygnstrom, 1994), [pardais](#) (Fitzwater, 1994), [pegas](#) (Hall, 1994), [estorninhos](#) (Johnson & Glahn, 1994; Bourne, 2001c), [corvos](#) (Johnson, 1994), [chopins-mulatos](#) (Summers *et al.* 2000; TPW, sem data),... Deve administrar-se água, comida e poleiros para as aves capturadas.

Uma versão simplificada tem simplesmente uma jaula direita em que o tecto tem uma malha com uma abertura maior (buracos de 5x10 cm) que têm o mesmo efeito de impedir a saída, foi usada para [várias espécies](#) de pássaros gregários e pode chegar a apanhar até 300 aves num dia (Dolbeer, 1994).

Armadilha de balancé

Existe uma armadilha cujos planos podem adquirir-se pelo correio ou pelo comércio electrónico (www.purplemartin.org/shop/Traps1.html) com um sistema que volta a armar a armadilha uma vez que ocorre uma captura. Estas vão sendo transferidas para uma abertura posterior que as conduz por um tubo vertical a uma jaula colectora. C. Abare desenhou uma armadilha-caixa análoga, com um sistema de balancé responsável por que a armadilha volte a montar-se para outra captura (webpages.charter.net/yankee11/spartrap.htm). Não é conhecida a eficácia desta armadilha para outros animais que procuram cavidades. Este tipo de artefactos pode ser útil para controlos pontuais.

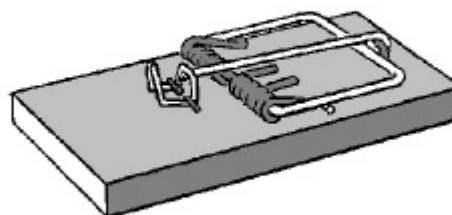


Fig. 3.3.6. Ratoeira

Armadilhas

3.3.2.3 Armadilhas de ferros

Ratoeiras ou balestras

Pequenas armadilhas de ferros que apanham o animal pelo pescoço ou pelo corpo, partindo-lhe normalmente a espinha dorsal. São artefactos fáceis de adquirir em ferreiros ou em lojas de jardinagem, mas parecem melhores para micromamíferos de menor tamanho. Empresas como [Victor](#) produzem armadilhas de ferros de tamanhos diversos, utilizáveis com estes fins, para além de outras armadilhas de mola, de uso mais doméstico.

Armadilhas de ferros para a pata

Armadilhas de ferros que apanham o animal por uma extremidade sem causar morte. Para impedir ou reduzir as feridas infligidas, podem estar almofadadas ou ter mandíbulas mais largas, embora este sistema seja mais prejudicial (Onderka *et al.*, 1990; Phillips *et al.*, 1996). A eficácia relativa das armadilhas de ferros almofadados em relação às convencionais foi diferente segundo os estudiosos, sendo significativamente menor nalguns (Liscombe & Wright, 1988) ou igual em outros (Skinner & Todd, 1990). As armadilhas de ferros podem permitir que os animais de maior tamanho que o da presa pretendida possam tirar a pata sem problemas (Skinner & Todd, 1990).

Estas armadilhas de ferros usam-se como armadilhas de morte para coelhos, já que os apanham pelo meio do corpo.

Armadilhas de ferros para o pescoço

As armadilhas [Timms](#) são caixas com uma abertura e um mecanismo de mola que apanha pelo pescoço e mata o animal quando mete a cabeça atraído pelo isco. Usam-se na Austrália com opossums e podem usar-se com gatos. Ocasionalmente causam uma morte rápida, mas devem evitar-se em caso da presença de espécies não-alvo.

Algumas ratoeiras tradicionais também apanham o animal pelo pescoço quando metem a cabeça na abertura. Bateman (1988) mostra ilustrações de vários modelos.

A armadilha Conibear (Fig.3.3.7) consiste em dois rectângulos de metal articulados pelo meio com duas molas que os accionam como umas tesouras; também actuam proporcionando um forte golpe no pescoço do animal, mas também têm o inconveniente de puderem apanhar o corpo e não ocasionar a morte mas sofrimento. São habitualmente utilizadas na América do Norte por armadilhadores.

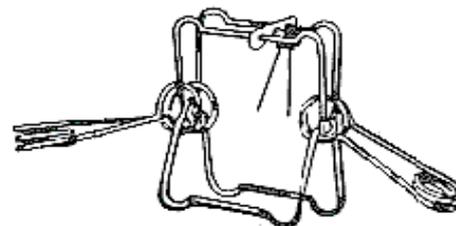


Fig 3.3.7 Armadilha Conibear

3.3.2.4 Laços e laços com ferros

Laços

Normalmente, os laços de pescoço são armadilhas letais; de facto, a eficácia de um laço está relacionada com a rapidez com que se mata a captura (Phillips, 1996). No entanto, a adição de um travão e diversas precauções fazem com deles instrumentos de captura em vivo (Herranz *et al.*,

Armadilhas

1999). Para ungulados, com uma certa frequência, usam-se laços que apanham pela pata; geralmente estão unidos a um elástico que favorece que o animal não sofra feridas.

Os laços destinados a carnívoros devem estar sempre equipados com um travão que evite que o laço corra mais do que o estritamente necessário. Isto permite que os animais apanhados acidentalmente por uma pata possam tirá-la (Phillips, 1996), e, em função do tamanho da presa, se possam regular para evitar a morte ou danos graves. Os laços não devem ser auto-bloqueantes, quer dizer, que quando o animal capturado não está a puxar, a compressão do laço deve relaxar-se. Por isso, não devem usar-se molas que actuem fechando o laço ([Ohio Snaring Guide](#)).

Usando-os com ungulados, colocam-se normalmente em passagens estreitas, embora nem sempre. Em Tenerife, foram utilizados para apanhar muflões; estavam presos a um poste alto que mantinha o laço de cozer separado do solo e que se libertava quando o animal metia a pata e a puxava (M.V. Marrero com. pess., 2003). Em Raoul Island, instalaram-se nas cornichas dos alcantilados para capturar cabras (Parkes, 1984). Bateman (1988) reviu os vários tipos de laços usados tradicionalmente com ungulados; alguns foram adaptados para a captura em vivo, através da sujeição do laço a uma ramada a uma certa altura, através de uma banda elástica de modo que ao disparar o laço a pata do animal seja levantada. Também se usaram para capturar porcos selvagens (e javalis) colocados nas passagens que estes fazem por baixo de vedações metálicas; neste caso um cabo de extensão seguram o laço a um poste firme da vedação (TWDMS, 1998m).

Com aves, empregam-se laços de *nylon* destinados a apanhar patos. Os laços dispõem-se em forma de tapete (por exemplo, no ninho), em poleiros, ou em torno de lugares atractivos (alimento, água, presas), ... (Thorstrom, 1996; Cleary & Dolbeer, 1999). O mesmo se pode fazer com répteis (Krysko *et al.*, 2003).

Como outras técnicas descritas, o seu uso é ilegal para a caça e se se emprega para a captura em vivo, deve realizar-se com muitas precauções. Entre outras, devem evitar-se as situações que podem conduzir ao estrangulamento. Isto ocorre facilmente se a captura é capaz de trepar para o suporte onde o laço está sujeito, e este se engancha num ponto mais alto. Estas situações evitam-se facilmente se se colocam os laços em postes ou árvores sem ramadas, arames ou saliências onde o laço se possa enganchar ([Ohio Snaring Guide](#)). O uso de destorcedores evita que o laço se retorça e permite alguma mobilidade ao animal, e reduz o sofrimento. Também uma mola entre dois pontos do cabo de ancoragem faz com que os puxões dados ao animal preso sejam menos violentos (Herranz *et al.*, 1999).

Laços com ferros

Estes artigos compatibilizam características dos laços e das armadilhas de ferros. Quando o animal pisa o disparador, uma mola fecha o laço em torno da pata. Em alguns estudos, a sua eficácia foi inferior quando comparada com a das armadilhas de ferros, apesar que os mesmos autores (Skinner & Todd, 1990) analisam outros estudos em que não existe desigualdade; estes autores atribuem as diferenças à perícia da armadilhagem. Alguns modelos de armadilhas de laços com ferros causam lesões comparáveis às convencionais armadilhas de ferros, mas outros não, em função, aparentemente, do calibre do cabo (Berchielli & Tullar, 1980; Onderka *et al.*, 1990).

3.3.2.5 Redes e artigos análogos

Redes de pesca

Salientam-se as seguintes artes como possíveis para a captura de espécies exóticas em águas continentais: as [redes de levantar](#), como o “mediomundo”, as [tarrafas ou redes de atirar](#), e os

Armadilhas

[trasmalhos e outras redes de emalhar e enredar](#). Lloris (1996) revê os métodos utilizados tanto na pesca como nas amostragens científicas de animais marinhos, mas que em boa parte são aplicáveis a águas continentais (www.icm.csic.es/rec/gim/tecnic.htm). Para além de capturarem peixes, as redes podem utilizar-se para girinos (RIC, 1998b).

Redes japonesas

A rede japonesa é o método mais habitual para capturar aves adultas de pequeno tamanho ou morcegos com fins científicos. Trata-se de um método proibido para a caça ou para a captura de aves com outros fins. Embora normalmente as redes japonesas se utilizem para capturar passeriformes ou limícolas, também se usaram para capturar faisões (Kaiser, 1998). A aquisição de redes japonesas e a sua utilização estão regulamentadas e reservadas a anilhadores autorizados.

Armadilhas de harpa

O princípio é o mesmo que o da rede japonesa, mas neste caso foram desenhadas especialmente para morcegos (ver figura em [Taylor](#) p.5 ou em www.batmanagement.com). Baseadas na mesma ideia estão as armadilhas [megaharp](#) utilizadas na Austrália para capturar megarópteros.

Em ambos os casos, num quadro de tamanho variável esticam-se duas séries verticais de fios de *nylon* ou de aço muito fino e cobertos de *nylon* (daí o nome, por ser parecido com uma harpa) de modo que os morcegos interceptados deslizem por eles até uma bolsa ou caixote na base da armadilha, de onde são retirados. Este método permite capturar várias centenas de animais numa sessão.

3.3.2.6 Armadilhas-poço

As *pitfall* são armadilhas bastante eficazes para a captura de musaranhos (Schmidt, 1994; RIC, 1998a; Laakkonen *et al.*, 2003; B.E. Coblentz, *in litt.* 2003; F.W. Schueler, *in litt.* 2003) e anfíbios (Moller, 1994; RIC, 1998b; Parris, 1999; Howell, 2002; Mazerolle, 2003) embora também possam capturar outros pequenos mamíferos (Hice & Schmidly, 2002) e répteis (Corn & Bury, 1990; Crosswhite *et al.*, 1999; Fisher *et al.*, 2002), em particular lagartos. Consistem simplesmente numa vasilha de tamanho adequado enterrada rente ao solo, em certas ocasiões com uma cobertura uns centímetros acima do solo, que sirva de sombra ou de protecção contra a chuva. Pode reduzir-se o risco de fuga se se coloca uma tampa com um orifício, e inclusivamente um tubo encaixado no dito buraco (RIC, 1999b).

Uma vedação que dirija os animais até ao poço aumenta o número de capturas. Com este sistema de vedação de intercepção, as armadilhas-poço são mais eficazes para capturar pequenos mamíferos no campo (Duplantier *et al.*, 2001).

O conjunto mais básico consiste numa vedação de intercepção formando um diedro aberto para a zona de procedência dos anfíbios (por exemplo, um charco) com uma armadilha num ângulo interior e outra em cada um dos extremos (Hannon *et al.*, 2002). Uma variante desse consiste em três vedações colocadas em forma de “Y” com um poço em cada rincão do “Y”, para além de um de cada lado dos extremos de cada braço (Mazerolle *et al.*, 2001; Mazerolle, 2003).

Um charco pode rodear-se totalmente de uma vedação com armadilhas cada 5 ou 10 m de ambos os lados, de modo que tanto os animais que cheguem como os que saiam sejam interceptados (Gibbons & Bennet, 1974; Johnson, 2002).

Armadilhas

As armadilhas podem dispor-se ao longo de uma vedação que as cruza de modo que fica metade da armadilha de cada lado da vedação (Hice & Schmidly, 2002; Howell, 2002); estes autores recomendam pôr onze armadilhas equidistantes 5 m ao longo de uma vedação de 50 m.

A vedação de intercepção pode ser uma tela metálica (Gibbons & Bennet, 1974; Johnson, 2002), uma lâmina metálica (Crosswhite *et al.*, 1999; Mazerolle, 2003) ou uma banda de plástico (de preferência transparente ou negra) (Hice & Schmidly, 2002; Howell, 2002). Vários autores enterram de 8 a 20 cm e a parte aérea varia entre os 35 a 40 cm.

Dentro de uma bateria deste tipo, também se podem dispor outro tipo de armadilhas, como de funil com entrada dupla num conjunto em “Y”, como o descrito anteriormente, o que permite a captura de maior quantidade de répteis de maior tamanho (Crosswhite *et al.*, 1999).

Para impedir que as capturas escapem, pode deixar-se um rebordo, que pode ser um cone truncado invertido, feito de plástico ou mesmo a tampa de uma vasilha usada na qual se faça um orifício suficientemente grande (Mazerolle, 2003).

O tamanho pode variar dependendo da espécie alvo, embora normalmente se usem recipientes de 11 a 20 l (Crosswhite *et al.*, 1999; Mazerolle *et al.*, 2001; Hice & Schmidly, 2002; Howell, 2002; Johnson, 2002; Mazerolle, 2003); também se usam mais pequenos, de 4,5 l (Schmidt, 1994; Hannon *et al.*, 2002) e maiores, até 40 l (Gibbons & Bennet, 1974).

É habitual colocar algum material esponjoso no fundo para reduzir o impacto da queda (Schmidt, 1994; Hannon *et al.*, 2002; Johnson, 2002; Mazerolle, 2003). A realização de furos no fundo para evitar a acumulação de água deve ser cuidadosamente considerada, já que pode actuar ao contrário, permitindo a entrada da mesma (Hice & Schmidly, 2002). Quando se armadilha para anfíbios, é normal dispor uma pequena quantidade de água no fundo além do material esponjoso (esponja, turfa ou material vegetal) (Hannon *et al.*, 2002; Johnson, 2002; Mazerolle, 2003).

Se se quer permitir a fuga de pequenos mamíferos, já que se está a capturar anfíbios, podem deixar-se pequenos paus (Hannon *et al.*, 2002). Se se suspeita que as vasilhas se podem inundar e afogar as capturas, pode pôr-se algum elemento de fluctuabilidade como poliestireno expandido (RIC, 1998a).

As armadilhas-poço são muito mais eficazes para as presas mais pequenas que outras armadilhas em vivo que necessitam de ser activadas pelo peso (Sherman, Tomahawk). Com armadilhas-poço capturaram-se presas até 2 g (Hice & Schmidly, 2002). Excepto para Squamata (lacertídeos e ofídios), as *pitfall* são muito mais eficazes que as armadilhas de funil para anfíbios e répteis (Greenberg *et al.*, 1994; Crosswhite *et al.*, 1999).

De modo geral, a vegetação pode ser potenciada pelo movimento de terra e a instalação das vedações de intercepção, o que pode reduzir a eficácia da armadilhagem (Crosswhite *et al.*, 1999).

Manuais de técnicas

Taylor, J.M. Fauna of Australia. 63- Collection and preservation of mammals. Australian Biological Resources Study. Australian Government. www.ea.gov.au/biodiversity/abrs/online-resources/abif/fauna/foa/pubs/volume1b/63-ind.pdf

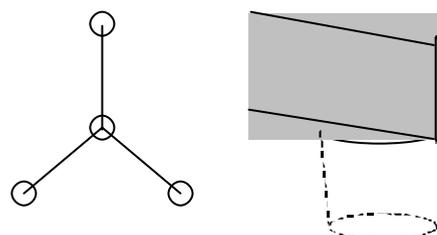


Fig. 3.3.8. Disposição das armadilhas-poço com vedação de intercepção em “Y” e detalhe

Armadilhas

ODNR. Trapper education manual Ohio Department of Natural Resources. Division of Wildlife. www.dnr.state.oh.us/wildlife/hunting/SmallGameAndTrapping/Trapping/trapedman.htm

RIC. (vários anos). Standards for components of British Columbia's biodiversity. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/index.htm

Ohio Snaring Guide: www.sullivanline.com/tline/Education/OSG1p1-6.pdf,
www.sullivanline.com/tline/Education/OSG2p7-11.pdf,
www.sullivanline.com/tline/Education/OSG3p12-15.pdf,
www.sullivanline.com/tline/Education/OSG4p16-18.pdf,
www.sullivanline.com/tline/Education/OSG5p19-24.pdf

3.3.3 Contactos

3.3.3.1 Desenhos

- campus.pc.edu/faculty/jwhittak/RussianTrap/RussianTrapa.html (musaranhos)
 - members.tripod.com/allan_searle/snake/trap.gif (BTS)
 - members.tripod.com/allan_searle/snake/trap.jpg (BTS)
 - members.vienna.at/shrew/trapping.html (musaranhos)
 - sres.anu.edu.au/associated/batatlas/batalbum/diagpic1.htm (megaquirópteros)
 - www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-3.html (pega)
 - www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-3.pdf (pega)
 - www.animal-traps.com/instruct.htm (instruções, mas com fotos muito claras)
 - www.backwoodshome.com/articles/sanders64.html (mamíferos diversos)
 - www.batmanagement.com/Ordering/harp%20traps/HarpTrap.exe (morcegos)
 - www.batmanagement.com/Ordering/harp%20traps/g4trapmanual.pdf (morcegos)
 - www.cnn.com/TECH/science/9807/07/snakes/link.captured.snake.jpg (BTS)
 - www.conservation.state.mo.us/documents/nathis/woodwork/ww11.pdf (coelho)
 - www.gsu.edu/~biojdsx/fowl/fabcops.htm (raposas e outros carnívoros)
 - www.havahart.com/nuisance/Instructions/10781079/procage.html (instruções, mas com diagramas muito claros)
 - www.havahart.com/nuisance/Instructions/2door/1045%201050.PDF (instruções, mas com diagramas muito claros)
 - www.noble.org/Ag/Wildlife/FeralHogs/12-Trapping.htm (porco selvagem)
 - www.tpwd.state.tx.us/conserves/pdf/cowbirds.pdf (Chopim-mulato, válido para outras aves gregárias)
- Nas seguintes publicações gerais, aparecem desenhos de armadilhas
- www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/684-5.html (mofeta)
 - www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/684-5.pdf (mofeta)

Armadilhas

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-8.html (pardal)

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-8.pdf (pardal)

3.3.3.2 Fabricantes

www.animal-traps.com/

www.batmanagement.com/Ordering/harp%20traps/harp2.html (morcegos)

www.gemplers.com/a/shop/list.asp?UID=2003030305330958&GEN2=&GEN3=&GEN9=0&SKW=1P3LVE&c=catpest

www.havahart.com/

www.murrayslures.com

www.snakeguard.com (serpentes: caixa de cartão com cola)

www.solwayfeeders.com/ProductsResultsList1.asp?Cat=15 (empresa britânica)

www.tapirback.com/ugglan/grahnab-ugglan.html (pequenos mamíferos)

www.trap-man.com/ (empresa britânica)

www.traps.freeuk.com/trap-man-traps-built-better-by-us.htm (empresa britânica)

www.victorpest.com/

Alguns fabricantes de armadilhas-caixa na Península ibérica

Mencionam-se alguns fabricantes, sem que a sua menção signifique alguma preferência do autor. A maior parte baseiam os seus produtos em desenhos já descritos no texto.

JAUTECO

tel: 34 964 60 23 59

Gestora de espacios agrocinegéticos

Ronda Industria Nave 3

Polígono Monzú

22006 Huesca, España

tel. 34 974 23 85 50

fax. 34 974 23 85 51

cazaragon@cazaragon.com

www.cazaragon.com/

Caza y tradición ibéricas

Apartado 139

13700 TOMELLOSO (C. Real), España

tel: 34 926.51.49.61

acti@actiber.com

www.actiber.com/caza2_es.htm

CALGRI

C/ Josep Campreciós, 11

08950 Esplugues. Barcelona, España

tel: 34 93 371 13 30

www.perdizroja.com

admin@perdizroja.com

Armadilhas

3.3.3.3 Distribuidores

www.alanaecology.com/acatalog/Traps.html (Reino Unido)

wildliferehabber.com/store/nuisance.htm (todo tipo de artefactos e produtos)

www.adirondackoutdoor.com/trapping.htm (caixas havahart, iscos, laços, armadilhas de ferros, ...)

www.animal-care.com/ (vendem a caixa Tru-Catch e numerosos artigos, redes, sistemas anestésicos)

www.bugspray.com/ (todo tipo de artefactos e produtos, artigos, etc.)

www.cantoncageworks.com/traps.htm

midwestcapture.com (todo tipo de armadilhas)

www.cooperseeds.com/traps.php3 (vendem Tomahawk, mas também fabricam algumas armadilhas)

www.doyourownpestcontrol.com/ (todo tipo de artefactos e produtos)

www.gemplers.com/a/shop/catpest.asp (procurar em [Wildlife](#))

www.nwtrappers.com/catalog/ (todo tipo de artefactos e produtos)

www.pestproducts.com/humane_live_traps.htm (distribuem as armadilhas Safeguard)

www.predatorscent.com/

www.redhillgeneralstore.com/traps.htm

www.rpoutdoors.com/

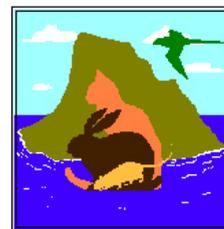
www.sullivanline.com/sline/slhome.htm

www.thomastrapping.com/index.htm

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.4 TÓXICOS

3.4.1 Princípios gerais

O uso de tóxicos deve limitar-se apenas ao controlo de espécies para as quais seja absolutamente impossível o uso de outras técnicas. Noutros contextos biológicos, geográficos e sociais utilizaram-se substâncias tóxicas com critérios que, do nosso ponto de vista podem parecer arriscados. As diferenças entre aqueles contextos e os das ilhas espanholas e portuguesas torna impensável a sua aplicação. Se se descrevem, é unicamente para ilustrar o tipo de controlo que se efectua noutros locais.

A disponibilidade de fontes alternativas de alimento é sempre um inconveniente (Choquenot *et al.*, 1990). Por isso, deve escolher-se a época do ano em que este é mais reduzido.

Para evitar os envenenamentos secundários recomenda-se fortemente o uso de técnicas que reduzam a quantidade do tóxico utilizado. Tentar-se-á escolher também a época em que a presença de predadores e necrófagos seja mais reduzida, se isso for possível.

Para evitar a ingestão accidental de espécies não-alvo, procurar-se-á o uso de estações de iscagem ou de produtos pouco atractivos para estas espécies; no entanto, em determinadas circunstâncias de acessibilidade reduzida, deve considerar-se a dispersão de tóxicos de ar livre, mas esta situação deverá ser reduzida a um mínimo absolutamente imprescindível. Nos casos em que se preveja que o risco para as espécies não-alvo continua a ser importante, e se considera que a erradicação do exótico compensa a mortalidade infligida, capturar-se-á um conjunto das espécies mais sensíveis para proceder à sua largada depois da campanha de erradicação.

3.4.2 Descrição

3.4.2.1 1080- Monofluoracetato sódico

O monofluoroacetato sódico (1080) é altamente tóxico para os mamíferos. A maior parte das aves necessitam doses pelo menos 10 vezes maiores que os mamíferos e os anfíbios, até 300 vezes mais (Meehan, 1984). O 1080 é um produto que se encontra naturalmente em várias dezenas de plantas australianas, pelo que muitos animais autóctones do continente-ilha contam com uma resistência natural a esta substância (O'Brien & Korn, 1991). É um dos produtos mais utilizados na Austrália e na Nova Zelândia: no primeiro, porque os mamíferos têm um certo grau de resistência e na Nova Zelândia não existem mamíferos autóctones (Douglas, 1967; Greaves *et al.*, 1977; Tomkins, 1985; Veitch, 1985; Parkes, 1989a; McIlroy, 1990; Parkes, 1983; Bell, 1995; NSWEP, 1998; DoC, 2001; Land Protection, 2002b, c; Parkes, 2002).

Para além de contra os opossums na Nova Zelândia, utilizou-se em diversos lugares contra ratazanas, coelhos, cães, gatos e cabras (Hermes, 1986; Moors, 1985; Tomkins, 1985; Veitch, 1985; Parkes, 1983; Algar *et al.*, 2002; Mitchell *et al.*, 2002; Nogales *et al.*, in press). A intoxicação de aves reduz-se também mediante o uso de iscos fixos ou enterrados (O'Brien & Korn, 1991; Hansford, 2002; Land Protection, 2002b). O 1080 tem efeitos sub-letais nos tecidos musculares das

Tóxicos

aves (Ataria *et al.*, 2000). Alguns autores consideram-no pouco seguro (Murua & Rodríguez, 1989) e pouco apetecível para as ratazanas (Atkinson & Moller, 1990).

Entre os roedores, o 1080 é muito mais tóxico para *R. rattus* que para as outras espécies. Os carnívoros são tão sensíveis como o Rato-negro (Timm, 1994).

A fluoroacetamida (1081) é menos tóxico para as ratazanas e os coelhos que o 1080 e parece mais perigoso para as aves (Meehan, 1984).

3.4.2.2 Alcalóides

A cafeína é um alcalóide do grupo da purina, fácil e barato de sintetizar a partir do ácido úrico extraído do guano (Moreau, 1973). No Hawai, foi ensaiado com rãs, dissolvida a 2% em água (Campbell *et al.*, 2001; Raloff, 2003). Em maiores concentrações é tóxica também para as plantas (Raloff, 2003) ou para a outra fauna, para além dos operadores.

A estriquinina foi utilizada com numerosas espécies de mamíferos (Stone, 1989; McIlroy, 1990; Savarie & Bruggers, 1999; TWDMS, 1998c; Brown & Jenkins, 1999), mas devido à violência dos seus efeitos e aos danos que causava noutras espécies, foi proibida em numerosos países, em particular em Espanha e Portugal. A própria violência com que actua faz com que seja rejeitado pelos animais que o vêm, sendo, além disso, pouco útil. A sua presença nos cadáveres faz com que os seus efeitos se multipliquem na cadeia trófica. O seu uso é absolutamente descartável.

A nicotina foi ensaiada com êxito como tóxico de contacto em *B. irregularis* (Brooks *et al.*, 1998b).

3.4.2.3 Glucósidos

O escilirósido é um glucósido cardíaco que pode causar convulsões nos roedores. Parece eficaz com *R. norvegicus* mas *R. rattus* e *M. domesticus* não o aceitam bem (Meehan, 1984). Tem propriedades fortemente eméticas para outras espécies pelo que o risco é mais reduzido (Meehan, 1984; Jackson, 1985; Lazarus, 1989; Timm, 1994; EXTOWNET, 1998). Poderia ser útil para uma redução rápida das populações de *R. norvegicus* antes da utilização de anti-coagulantes.

O ácido cianídrico é muito conhecido pelos seus efeitos letais. Os cianuros de cálcio e magnésio em pó libertam ácido cianídrico em contacto com o solo húmido nas tocas dos roedores e serpentes, e também pode usar-se para fumigar contentores herméticos (Greaves *et al.*, 1977; Meehan, 1984; Savarie & Brugges, 1999).

3.4.2.4 Rotenoides

A rotenona é relativamente selectivo como piscicida já que mata todos os peixes com doses que são relativamente não tóxicas para os organismos que servem de alimento aos peixes, e se degrada depressa. Os indígenas amazónicos pescavam tradicionalmente usando extractos de vegetais com rotenona.

Também se demonstrou que é tóxica por contacto para a Serpente-arborícola-café (*Boiga irregularis*), em doses muito inferiores às de outros produtos (Brooks *et al.*, 1998a; b). Para além disso, é o produto com menor risco de envenenamento secundário que se conhece para as aves necrófagas (Johnston *et al.*, 2001b).

Tóxicos

3.4.2.5 Piretroides

Há muito tempo que a piretrina e os produtos análogos são utilizados como insecticidas. Foram ensaiados para o controlo de *B. irregularis* em contentores, como tóxico de contacto (Brooks *et al.*, 1998a; c; Savarie & Brugges, 1999). O seu uso em condições menos controladas não está isento de riscos de intoxicação secundária (Johnston *et al.*, 2001b).

3.4.2.6 Organo-halogenados

Ainda que os compostos organo-halogenados não sejam recomendáveis pelos seus efeitos a longo prazo, descrevem-se alguns que foram utilizados contra vertebrados em distintas partes do Mundo.

O fentião é um organofosforado utilizado como avicida de contacto, aplicado sobre poisos, de uso legal em alguns países, mas ilegal na União Europeia. Foi usado, por exemplo, contra *Q. quelea* em África (Timm, 1994). Foi utilizado ilegalmente para o controlo de predadores, tal com se usaram outros organo-fosforados como o malatião (programa antídoto).

O lindano é >99% y HCH (hexaclorociclohexano), um insecticida organoclorado. Foi usado como pó de contacto. Em doses sub-letais parece causar imuno-supressão em ratazanas e coelhos, desordens reprodutoras em ratazanas, efeitos teratogénicos em anfíbios e adelgaçamento da casca do ovo nas aves (EXTOXNET, 1998).

Alguns insecticidas organoclorados, como o endrim, foram utilizados contra aves, como no caso do Periquito-monge (*Myiopsitta monachus*) na América do Sul (Bruggers *et al.* 1998). Gophacide é um composto organofosforado análogo a vários insecticidas mas de acção mais lenta, que se utilizou num grande número de roedores (Meehan, 1984). Outros organoclorados, como o dieldrim, foram usados ilegalmente no controlo de predadores (programa antídoto).

3.4.2.7 Carbamatos

O propoxur (metilcarbamato de 2-isopropoxifenilo) foi ensaiado com êxito como veneno de contacto para fumigar contentores contra *B. irregularis* (Brooks *et al.*, 1998 a; b). O carbofurano e outros carbamatos de uso insecticida usaram-se ilegalmente para o envenenamento de predadores (programa antídoto).

3.4.2.8 Narcóticos

A alfacloralose é um agente tranquilizante que retarda os processos metabólicos, Assim, utiliza-se contra os ratos e outros pequenos animais homeotérmicos que morrem por hipotermia, embora a eficácia dependa da temperatura ambiente. Pode surgir tolerância se se oferece continuamente; para além disso, não sendo muito apetecível, a sua eficácia depende de se ingerir uma dose suficiente de uma vez só (Meehan, 1984). Para animais maiores, depende da oportunidade de reanimar os indivíduos de espécies não-alvo. Foi usado com muita frequência contra gaivotas (Thomas, 1972; Mejías, 1989; Álvarez, 1992; Aguilar *et al.* ca.1993) e outras aves ainda com êxito reduzido (Lucking, com. pers., 1998).

Diversos barbitúricos, que se usam normalmente para o sacrifício de animais de companhia e de experimentação, foram usados para o controlo de espécies invasoras. O dexteutanol, ácido feniletil-barbitúrico, foi administrado oralmente em combinação com um produto à base de fósforo, para controlar gatos assilvestrados no ilhéu de Lobos (Canárias) (Ardura & Calabuig, 1993).

Tóxicos

O secobarbital, usado em várias terapias humanas, também se usa em sobredosagem para a eutanásia de animais de companhia e de experimentação. Utiliza-se misturado com a alfaloralose nas campanhas e combate às gaivotas-de-patas-amarelas.

Para recolher fauna aquática com fins científicos usaram-se opiáceos, como a benzocaína ou o metano sulfanato de tricaína (MS-222), outros anestésicos como o etomidato, o metomidato e a quinaldina, ou conservantes como a formalina e o fenoxetol de propileno (Lloris, 1996).

Sobre o uso de anestésicos para a eutanásia de animais capturados vivos, consultar a linhas da DGXI da União Europeia sobre o tema (Close *et al.*, 1996).

3.4.2.9 Outros fármacos

Diversos fármacos de uso humano foram ensaiados para controlar espécies invasoras.

O paracetamol ou acetaminofeno é muito tóxico para os gatos que não são capazes de eliminá-lo, mas produz uma morte dolorosa e lenta. Também foi demonstrada a sua toxicidade para a Serpente-arborícola-café (*Boiga irregularis*) (Savarie *et al.*, 2001).

O ácido acetil-salicílico pode ser tóxico para os gatos, que o metabolizam muito lentamente. Também é tóxico para a Serpente-arborícola-café, mas em doses muito elevadas (Brooks *et al.*, 1998a).

3.4.2.10 Anti-coagulantes

As cumarinas, primeiros anti-coagulantes usados como rodenticidas, derivam de compostos vegetais que se transformam em dicumarol pela acção dos fungos.

Os anti-coagulantes caracterizam-se por alterarem o processo normal de coagulação do sangue. Este efeito produz-se nos animais homeotérmicos, dado que os outros grupos têm outro sistema de coagulação sanguínea (ver, no entanto, o capítulo de envenenamento secundário e colateral). Existem dois tipos de produtos não relacionados na sua estrutura mas que actuam de um modo semelhante. Tratam-se das hidroxycumarinas e das indanodionas (Meehan, 1984).

A vitamina K₁ é o antídoto adequado para as intoxicações acidentais por esses produtos (Meehan, 1984; ICI-ZELTIA, undated).

Nos primeiros anti-coagulantes registados como rodenticidas estão o dicumarol, a warfarina e o cumaclo, todos antes de 1955. Pouco depois, outros começaram a desenvolver-se. Quando os anti-coagulantes começaram a ser os rodenticidas mais amplamente usados no Mundo, apareceram casos de resistência desde os anos 1960 na Europa e 1970 na América do Norte (Meehan, 1984; Jackson *et al.*, 1985). Em meados dos anos 1970, descreveram-se uma série de novos produtos eficazes contra os roedores resistentes. Os difenacum, brodifacum, bromadiolona e todos os compostos desenvolvidos desde então foram denominados anti-coagulantes de “segunda geração” (Hadler & Shadbolt, 1975; Meehan, 1984; Lund, 1985; Lazarus, 1989).

Em 1985, existiam populações resistentes à warfarina, cumaclo, clorofacinona, cumatetralilo, cumafurilo, difacinona, pindona, valona, e inclusivamente conheciam-se já casos de resistência a difenacum, bromadiolona e brodifacum (Meehan, 1984; Greaves, 1985; Gill *et al.*, 1992).

Anti-coagulantes de primeira geração

A warfarina só é efectiva contra roedores se estes a consomem por um longo período de tempo. Pode ser mais efectivo em concentrações muito baixas desde que o consumam durante tempo

Tóxicos

suficiente. As concentrações de 50 ppm reduzem a apetência para as ratazanas, se bem que os ratos o consumam melhor (Meehan, 1984).

A eficácia de outras hidroxycumarinas como o cumafurilo ou fumarina é semelhante ao da warfarina. A toxicidade do cumatetralilo também é semelhante, mas é menos saboroso que a warfarina. Todos estes produtos necessitam de ser consumidos durante vários dias para serem efectivos (Meehan, 1984).

Entre as indanodionas, a pindona parece ter uma toxicidade semelhante à da warfarina mas é menos saborosa. A toxicidade da difacinona e da clorofacinona segundo alguns autores era semelhante à da warfarina, se bem que outros as consideram muito mais tóxicas, o que permitiu a redução das concentrações do producto activo (Meehan, 1984; Timm, 1994). Estas indanodionas, tal como as hidroxycumarinas citadas anteriormente, necessitam de ser consumidas durante vários dias (Meehan, 1984).

Anti-coagulantes de segunda geração

A adição de um grupo halogenado aumentou a toxicidade dos primeiros anti-coagulantes cumarínicos, tornando-se eficazes contra os roedores que tinha desenvolvido resistência. Vários destes produtos necessitavam de ser consumidos apenas uma vez para alcançar a dose letal.

O difenacum é tóxico contra as ratazanas resistentes, mas em alguns casos a dose deve ser várias vezes superior para ser efectiva e necessitam-se de várias doses para alcançar a dose letal para a maior parte das espécies (Meehan, 1984).

O brodifacum é muito mais tóxico e a dose letal ingere-se normalmente com uma só dose. A bromadiolona é ligeiramente menos tóxica que o brodifacum mas é menos apetecível (Meehan, 1984). Neste grupo de anti-coagulantes de “dose única” encontra-se também a difetialona e o flocumafene.

A toxicidade relativa de vários produtos anti-coagulantes em laboratório, para *R. norvegicus* é: brodifacum – flocumafene – cumatetralilo – difetialona – bromadiolona – clorofacinona – difenacum – difacinona – warfarina. As maiores diferenças em toxicidade dão-se entre os dois primeiros e os restantes, mas em especial, com a difacinona e sobretudo a warfarina. Os produtos de segunda geração e dose única são os mais eficazes, seguidos pelas indianodionas (RRAC, 2003).

Para *M. domesticus*, a ordem altera-se ligeiramente: brodifacum – flocumafene – difenacum – difetialona – bromadiolona. O último produto é marcadamente menos tóxico que o anterior para esta espécie, e destaca-se o difenacum, que é muito mais tóxico para ratos que para ratazanas (RRAC, 2003).

A aceitação parece depender não apenas do isco mas também do produto activo. Numa prova de apetência de *R. norvegicus* entre brodifacum, flocumafene e difenacum sobre um isco semelhante, este último foi preferido, seguido pelo brodifacum, enquanto que o flocumafene foi ignorado (Thorsen & Shorten, 1997). No entanto, pode ser complexo conseguir a mesma formulação de isco para estas experiências. Nas provas de apetência entre brodifacum e flocumafene realizada em Chafarinas (Orueta *et al.*, 2003) ambos os iscos foram consumidos mas o isco era claramente mais atractivo para o segundo dos produtos.

Na planificação de uma campanha de envenenamento, recomenda-se a realização de provas de aceitação com produtos disponíveis. Se existem diferenças entre iscos do mesmo tipo sem veneno, é recomendável o seu uso para poder discriminar entre a repulsa ao isco e ao produto.

Tóxicos

3.4.2.11 Brometalina

A brometalina actua sobre o sistema nervoso central depois de 36h de um único consumo, embora também se tenham mencionado efeitos mais rápidos, depois de 18h. É aceite rapidamente e não detecta envenenamento secundário. A dose letal é mais baixa para *R. norvegicus* que para *R. rattus* ou *M. domesticus*. Dentro das vantagens assinaladas para este produto está que o seu efeito sobre o sistema nervoso faz com que se reduza a actividade e o apetite, pelo que os animais que tenham consumido a dose letal, não voltam a consumir o alimento durante o tempo que demora a dar-se a morte. Por isso, reduz-se a quantidade do produto necessário (Jakson, 1985; Spaulding *et al.*, 1985; Timm, 1994).

3.4.2.12 Calciferol

O calciferol (ergocalciferol), ou vitamina D₂, é essencial para os vertebrados, mas a sobredose provoca a deposição de cálcio em vários órgãos e a morte por falha renal, o que nos roedores ocorre ao fim de 3 a 6 dias (Meehan, 1984). Um produto comercial análogo (Frantz, 1997), o colecalciferol (vitamina D₃) tem uma actividade semelhante (Meehan, 1984), embora a sua apetência seja baixa (Thorsen, com. pers., 1998). Tal como com a brometalina, a ingestão da dose letal faz com que se reduza o consumo de alimento e, portanto, do isco (Timm, 1994).

3.4.2.13 Fosfina

A fosfina, PH₃, é um gás muito venenoso que se liberta a partir de diversos produtos, que são os que se adquirem como rodenticidas.

O fosfato de zinco é muito utilizado como rodenticida, pese embora a sua toxicidade para outros mamíferos e para as aves é semelhante à dos roedores (Meehan, 1984). Quando entra em contacto com os ácidos do estômago, liberta PH₃ (Timm, 1994). Utiliza-se em doses de 2,5% ou menos contra muitas espécies de roedores (Greaves *et al.*, 1977; Meehan, 1984; Richmond, 1997; TWDMS, 1998c; Land Protection, 2002a). Parece que o intenso odor a alho que se desprende do fósforo se torna atractivo para as ratazanas, enquanto repele os outros mamíferos (Timm, 1994).

O fosfato de alumínio ou de magnésio em contacto com a humidade (por exemplo, de uma toca) libertam fosforina, que é também tóxica e inflamável (Greaves *et al.*, 1977; Meehan, 1984). É potencialmente útil para fumigar contentores (Savarie & Brugges, 1999). Este gás é mais seguro que o ácido cianídrico (Meehan, 1984). Outros produtos que libertam fosfina em contacto com a humidade são os fosfatos de sódio e de potássio.

3.4.2.14 Outros pesticidas inorgânicos

Em diversos compostos, o arsénio foi utilizado contra vários mamíferos mas a sua manipulação é perigosa (Gibb & Williams, 1990; McIlroy, 1990).

O sulfato de tálio é um bom rodenticida, semelhante ao fosfato de zinco, mas é muito tóxico para as pessoas (Meehan, 1984).

3.4.2.15 Aerossóis e fumigantes

Outros produtos acima mencionados foram testados como fumigantes de contentores para impedir o transporte accidental de ofídios. Assim, as piretrinas são potencialmente adequadas (Savarie & Brugges, 1999), mas em ensaios com exemplares semi-protegidos, a eficácia é muito baixa (Brooks *et al.*, 1998c).

Tóxicos

A rotenona é muito tóxica para alguns ofídios e também foi considerada para fumigações (Brooks *et al.*, 1998a; b; Johnston *et al.*, 2001b).

O dióxido de carbono não é um gás tóxico mas produz asfixia ao deslocar o oxigénio. É seguro para o operador mas não muito eficiente devido à necessidade de estanquicidade e altas concentrações de gás. Pode utilizar-se para a eutanásia de animais que possam introduzir-se (melhor com armadilha e tudo) num recipiente hermético (um saco de plástico) no qual se possa aplicar um cartucho de CO₂. O monóxido de carbono é muito tóxico, mas só se usa ao ar livre. Uma fonte habitual deste gás é um motor de explosão de gasolina, sem catalisador (Meehan, 1984).

O bissulfo de carbono é útil para fumigar recintos herméticos susceptíveis de alojar roedores e serpentes (Meehan, 1984; Savarie & Brugges, 1999), mas é muito perigoso pelas suas propriedades explosivas (Meehan, 1984). Outros produtos utilizados para fumigação de contentores, em concreto contra serpentes, são o formaldeído, o brometo de metilo, o tetracloroetano ou o fluoreto de sulfúrio (Savarie *et al.*, 1991; Savarie & Brugges, 1999). O brometo de metilo é especialmente perigoso na sua manipulação se não se utilizam luvas ou roupa ajustada, já que normalmente se evapora e não entra em contacto com a pele senão por uns instantes; se empapa a roupa, o calçado ou as luvas, o contacto é mais prolongado e produz queimaduras; além disso, é tóxico por inalação (Timm, 1994).

3.4.2.16 Outros produtos

O DRC-1339 é um avicida que se metaboliza antes de produzir a morte, pelo que os necrófagos estão mais a salvo de intoxicação secundária. Além disso, é menos tóxico para a maior parte dos mamíferos e para as rapinas diurnas, além de alguns passeriformes (Timm, 1994; Seamans & Belant, 1999; Eisemann *et al.*, 2001). As espécies mais sensíveis são os passeriformes medianos e grandes como os corvídeos, icterídeos e turdídeos, galiformes e columbiformes, assim como pelo menos uma rapina nocturna, como a coruja; as espécies menos sensíveis são pequenos passeriformes granívoros e as falconiformes, enquanto que os anatídeos se encontram a meio termo (Timm, 1994; Eisemann *et al.*, 2001). Torna-se menos efectivo que a alfacloralose com gaivotas (Seamans & Belant, 1999).

ANTU (alfa-naftiltiourea) só se utiliza contra *R. norvegicus* embora a sua eficácia não seja muito grande nem sequer com ratazanas jovens (Meehan, 1984; EXTTOXNET, 1998).

A crimidina é muito tóxica para os roedores, mas conhecem-se casos de ingestão em doses sub-letais. Os animais intoxicados sofrem convulsões, inclusivamente apenas 15 minutos depois da ingestão. Por isso não é recomendável, apesar de que as aves parecem menos sensíveis (Meehan, 1984).

A norbormida é um produto muito específico contra as espécies de *Rattus*, em particular para *R. norvegicus*. O problema é que é muito pouco saboroso (Meehan, 1984; Lazarus, 1989).

A reserpina só é útil contra ratos, e tem um marcado efeito cumulativo. Os cães também são muito sensíveis a este produto (Meehan, 1984).

3.4.3 Envenenamento secundário e colateral

Os efeitos sobre as espécies não-alvo devem ser tidos em conta. Distinguem-se os efeitos colaterais, derivados do consumo ou inalação acidentais dos produtos tóxicos por espécies não-alvo, do envenenamento secundário, que se produz quando um predador ou um necrófago consome um animal intoxicado.

Tóxicos

As aves podem ser mais ou menos susceptíveis que os mamíferos a anti-coagulantes, segundo o produto (Meehan, 1984). Embora muitas apresentações se façam para reduzir o atractivo dos iscos para as aves, o envenenamento secundário pode ocorrer quando os insectos que tenham consumido isco sejam predados pelas aves insectívoras. Isto foi o que se pensa ter ocorrido com um *Copsychus sechellarum* nas Seychelles, que se encontrou agonizante devido a uma hemorragia interna (Thorsen & Shorten, 1997). No entanto, nas Galápagos, vários tentilhões (*Geospiza* spp. e *Camarrhynchus* spp.) que consumiram sem limitações um isco com coumatetralilo não sofreram mortalidade nem deram mostras de mal estar (Cruz & Cruz, 1987). Na Nova Zelândia, os *Petroica petroica australis* sofreram uma mortalidade próxima de 50% quando o anti-coagulante (brodifacum) se distribuiu abertamente, mas o decréscimo não foi significativo quando se usaram comedouros especialmente desenhados (Brown, 1997).

A warfarina não parece colocar um problema significativo de envenenamento secundário, mas apenas os anti-coagulantes mais potentes (Kaukeinen, 1982). Os mustelídeos, ou pelo menos as doninhas, parecem mais susceptíveis que outras espécies, como as rapinas nocturnas (Townsend *et al.*, 1984).

Os anti-coagulantes de segunda geração são mais persistentes nos tecidos animais, o que faz com que o risco seja maior. O brodifacum causou envenenamento secundário em várias espécies de carnívoros (Alterio *et al.*, 1997) e em rapinas (Mendenhall & Pank, 1980; Dubock, 1985). Outros produtos como a bromadiolona, a clorofacinona e a difacinona também produzem envenenamento secundário em rapinas nocturnas, embora com diferenças entre espécies, e o difenacum produz hemorragias sub-letais (Mendenhall & Pank, 1980). Quando existem presas alternativas, não envenenadas, a mortalidade pode ser muito baixa e inexistente (Kaukeinen, 1982; Merson *et al.*, 1984), a ameaça persiste nas populações insulares, que podem depender apenas dos animais alvo (Bell & Bell, 1997). A única forma de reduzir os riscos é limitar a quantidade de veneno utilizada (Merson *et al.*, 1984). Uma forma de reduzir a morte acidental de predadores e necrófagos é a iscagem intermitente, embora o efeito real do decréscimo do envenenamento secundário no terreno não tenha sido avaliado (Dubock, 1985). Em todo o caso, se não se trata de uma espécie ameaçada de distribuição restrita, pode ser admissível a mortalidade da população local já que em pouco tempo se recuperará por imigração (Bell & Bell, 1997).

O brodifacum tem sido o causador da morte de exemplares de numerosas espécies na Nova Zelândia (Eason & Spurr, 1995), onde se aplica o sistema de espalhar iscos em grandes densidades, a partir do ar. Os artrópodes parece que não são afectados pelo brodifacum e que o metabolizam em poucos dias; alguns moluscos poderiam ser afectados e, em todo o caso, os invertebrados podem ser uma fonte potencial deste tóxico para as espécies insectívoras durante os primeiros dias (Booth *et al.*, 2001). Os peixes marinhos também não parecem sofrer com a ingestão acidental de brodifacum (Empson & Miskelly, 1999). O uso de iscos sem veneno pode permitir avaliar o risco potencial das campanhas de erradicação (Dunlevy *et al.*, 2000; Dunlevy & Campbell, 2001), mas isso nem sempre é possível pela disponibilidade de isco adequado. O uso de corantes nestes iscos permite saber, graças às fezes pintadas, que proporção de ratazanas consomem o produto, para assim avaliar a eficácia potencial da campanha de envenenamento (McClelland, 2002b).

A administração de brodifacum não afecta o tamanho ou a utilização das áreas vitais em *R. rattus* nos 3 a 5 dias que demora a actuar (Hooker & Innes, 1995).

A intoxicação secundária foi usada para controlar pequenos carnívoros introduzidos (Alterio *et al.*, 1997; Bell & Bell, 1997; Murphy, 1997; Brown *et al.*, 1998; Robertson *et al.*, 1998). Devido ao risco de intoxicação de espécies não-alvo, não se recomenda esta técnica, e devem evitar-se as concentrações elevadas do tóxico que levem ao envenenamento secundário.

Embora se registre mortalidade em espécies não-alvo, depois de uma campanha de dispersão aérea de brodifacum, os parâmetros reprodutores parecem não ser afectados e as populações

Tóxicos

recuperam rapidamente por recrutamento, em especial nas condições favoráveis criadas depois da erradicação (Empson & Miskelly, 1999).

Os porcos encontram-se entre as espécies animais mais susceptíveis aos anti-coagulantes, em especial à warfarina (Meehan, 1984), embora as experiências para tentar controlar as populações assilvestradas desta espécie não tenham sido muito frutíferas por diversas causas, entre outras porque era necessário um consumo prolongado por vários dias (Choquenot *et al.*, 1990).

A difacinona parece ser menos tóxica para as rapinas nocturnas que o brodifacum e o difenacum, embora todos esses tenham causado a morte em pelo menos uma espécie (Mendelhall & Pank, 1980).

As provas levadas a cabo para testar a brometalina no campo não produziram envenenamentos colaterais nem secundários (Spaulding *et al.*, 1985), e cães alimentados com ratazanas envenenadas com este produto não mostram sintomas de envenenamento ou mal estar (Jackson, 1985).

O fosfato de zinco, além de não ser atractivo para muitas espécies devido ao seu intenso odor a alho, decompõe-se em contacto com a humidade e, sobretudo, com os ácidos do tubo digestivo. Assim, perde as suas propriedades em poucos dias e não se acumula nos tecidos. Por ambas as razões, é improvável que se produza envenenamento secundário (Timm, 1994).

Alguns produtos são relativamente específicos ou actuam de tal forma que se tornam relativamente seguros. O escilirósido é emético para os mamíferos, salvo para os roedores que são incapazes de vomitar; para outras espécies, a dose tóxica pode ser inferior à administrada para ratazanas (Meehan, 1984; Jackson, 1985; Timm, 1994). Como a alfacloralose é um narcótico que retarda o metabolismo, os animais de pequeno tamanho morrem de hipotermia, pelo que em teoria se poderiam reanimar os exemplares de espécies não-alvo por aquecimento. Assim, é relativamente seguro para os mamíferos de maior tamanho que os ratos, mas é muito perigoso para as aves (Meehan, 1984). A alfacloridrina é um agente esterilizante muito específico para certos roedores, mas em doses altas, é venenoso, embora que para outros animais a dose letal é consideravelmente maior (Jackson, 1985; Lazarus, 1989). O monofluoacetato sódico (1080) é muito mais tóxico para os mamíferos que para as aves (a dose letal para abutres é 50 vezes maior que para o cão e uma 30 vezes maior para o gado doméstico), e que para os anfíbios (até 3000 vezes maior para a rã que para o cão) (Meehan, 1984). A norbormida é muito específica para o género *Rattus*, mas é muito pouco saborosa (Meehan, 1984; Lazarus, 1989).

A tolerância dos répteis e anfíbios aos anti-coagulantes não tem sido estudada, se bem que se tem considerado tradicionalmente que, como a herpetofauna tem uma química de coagulação do sangue diferente da dos mamíferos, não deveria ser afectado pelos anti-coagulantes. No entanto, comprovou-se os efeitos letais da warfarina e do difenacum em *B. irregularis*, por consumo directo, se bem que não produzam hemorragias (Brooks *et al.*, 1998a). Em Round Island, depois da distribuição de grandes quantidades de brodifacum no meio (hasta 500 mg/ha), observaram-se vários escíncidos comendo o prensado amolecido pela chuva e alguns exemplares foram encontrados mortos com níveis altos de brodifacum, embora quase nenhum apresentasse hemorragias internas; parece que estes animais se vêm impedidos de se termoregular adequadamente e morrem de hipertermia por sobre-exposição ao Sol (Merton, 1987). No que diz respeito aos anfíbios, pelo menos uma vez, foi encontrado um cecilídeo (*Gymnophiona*) moribundo, sangrando pela boca, perto de uma estação de iscagem (Thorsen & Shorten, 1997). No entanto, noutras operações intensivas não se encontrou evidência de mortalidade em répteis com brodifacum, depois de um seguimento meticuloso (Empson & Miskelly, 1999). Foi possível observar que *Podarcis lilfordi*, que tem uma dieta generalista, que consome alimentos desconhecidos sem apresentar neofobia, se mostra indiferente perante iscos de parafina com cereais e 50 ppm de difenacum (*obs. pess.*).

Tóxicos

Por seu lado, García *et al.* (2002) demonstram que os iscos de bromadiolona (50 ppm) em parafina não atraem as osgas endémicas da ilha Mona (*Sphaerodactylus monensis*), em Puerto Rico. No entanto, numa experiência anterior (Gaa, 1986, citado por García *et al.*, 2002) obteve-se mortalidade de 15 % depois da exposição da sua congénere *S. macrolepis* a um prensado com brodifacum (50 ppm). Ambas as apresentações continham o repelente Bitrex®, pelo que poderia ser o substrato (prensado ou parafina) ou o composto (brodifacum ou bromadiolona) o que marca a diferença entre os dois casos.

A retirada frequente de cadáveres, contribuí para reduzir o risco de envenenamento secundário (Yom-Tov, 1980).

É conveniente realizar provas de apetência com as espécies não-alvo que possam ser atraídas pelos iscos. Como com frequência se tratam de espécies ameaçadas por acção dos predadores, podem utilizar-se espécies próximas não ameaçadas. Assim, para avaliar o risco potencial dos anti-coagulantes sobre *Sphaerodactylus micropithecus* da ilha Monitor, efectuaram-se provas sobre dois congéneres *S. macrolepis* e *S. monensis* (García *et al.*, 2002).

Finalmente, para além de seleccionar um isco adequado e uma dosagem de acordo com a espécie alvo, deve procurar-se a época mais adequada para as espécies não-alvo, e assim evitar mortes inaceitáveis. Por exemplo, a época de hibernação ou de menor actividade dos répteis ou a de ausência de aves marinhas nas áreas de criação pode ser melhor para efectuar acções deste tipo. Além disso, o desenho das estações de [iscagem](#) pode ser definitivo para evitar o acesso às espécies alvo.

3.4.4 Contactos

3.4.4.1 Marcas comerciais e distribuidores

A título de exemplo, indicam-se algumas produtoras e distribuidoras de iscos para roedores. Estão ordenados alfabeticamente por substância activa e nome do produto.

Produto	Substância activa	Concentração	Apresentação	peso	Fabricante	Distribuidor
Klerat ®	Brodifacum	50 ppm	Blocos de parafina com furo central	20 g	Syngenta	
Superklerat ® Superratak ®	Brodifacum	50 ppm	Prensado granulado		Syngenta	
Talon ®	Brodifacum	50 ppm (y 20 ppm)	Blocos de parafina com furo central	20 g	Sorex	Killgerm Sanitrade
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm	Blocos de parafina com anilha para fixação	250 g	Quimunsa	Quimunsa
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm	Blocos de parafina em saco	30 g	Quimunsa	Quimunsa
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm	Blocos de parafina com furo central	15 g	Quimunsa	Quimunsa
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm y 100 ppm	Isco granulado em saco	25 y 50 g	Quimunsa	Quimunsa
Ratonex ®	Bromadiolona		Blocos cilíndricos de parafina com cereal	15 g	Will Kill	Will Kill Killgerm
Ratonex ®	Bromadiolona		Blocos de parafina com cereal	50 g	Will Kill	Will Kill Killgerm

Tóxicos

Ratonex H ®	Bromadiolona		Blocos de parafina com cereal com furo	100 g	Will Kill	Will Kill
Spyant ®	Bromadiolona		Blocos de parafina com furo	50 g	Vectem	Vectem
Spyant ®	Bromadiolona		Isco de sémola em saco e a granel		Vectem	Vectem
Ssuper spyant ®	Bromadiolona		Isco de cereal em saco e a granel		Vectem	Vectem
Racumin ®	Coumatetralilo	375 ppm	Sacos com pasta	10 g	Bayer	
Neosorex ®	Difenacum	50 ppm	Blocos de parafina e cereal	24 g	Sorex	Killgerm
Ratonex ®	Difenacum		Blocos estrelados de parafina com cereal	15 g	Will Kill	Will Kill Killgerm
Ratonex ®	Difenacum		Blocos de parafina com cereal	50 g	Will Kill	Will Kill Killgerm
Ratonex H ®	Difenacum		Blocos de parafina com cereal com furo	100 g	Will Kill	Will Kill
Sorex ®	Difenacum+ calciferol		Blocos de parafina e cereal	24 g	Sorex	Killgerm
Rodentozul ®	Difetialona		Blocos de parafina com furo	50 g	Vectem	Vectem
Rodentozul ®	Difetialona		Isco de sémola ou cereal em saco e a granel		Vectem	Vectem
Rodilón ®	Difetialona	25 ppm	Sacos com isco	10 g	Bayer	
Storm ®	Flocumafene	50 ppm	Blocos de parafina e cereal	15 g	Basf /Sorex	

Salvo erro de transcrição, as características expressas procedem de prospectos e de publicidade das casas comerciais, pelo que não somos responsáveis pelos erros na dita informação. Existem outras apresentações dos mesmos produtos mas não se comercializam em Espanha e/ou em Portugal. Em todo o caso, é possível contactar as casas para mais informação.

Algumas casas podem oferecer produtos fabricados por outras, como é o caso do Talon ®, comercializado em Portugal pela Syngenta e outros produtos desta empresa comercializados na Europa pela Sorex. Diversas fusões e cisões empresariais conduziram à alteração do nome do fabricante. Assim, a Syngenta é o sucessor das sessões agrárias de ICI, Zeltia e Zeneca, e a Basf ocupa-se do ramo sanitário da Cyanamid.

Killgerm, S.A.
 Carrer de l'Enginy, 9
 08840 Viladecans, Barcelona, España
 tel 34 93 638 04 60
 fax 34 93 638 04 92
killgerm.iberia@killgerm.com
 SaniTrade
 Avda. Pirineos, 9 Nave 6
 Polígono industrial Sur
 28709 San Sebastián de los Reyes, Madrid, España.
 tel. 34 91 659 02 52
 fax. 34 91 659 02 54
snitrade@sanitrade.es

Tóxicos

Will-Kill, S.A.

4 de noviembre, 6

07011 Palma de Mallorca, Baleares, España

tel. 34 971 20 30 13

fax. 34 971 75 94 34

jl.labadie@willkill.com

QUIMUNSA, Química de Munguía, S.A.

Zabalondo, 44

48100 Munguía – Vizcaya

España

Tel: 34 94 674 10 85

Fax: 34 94 674 48 29

info@quimunsa.com

VECTEM, S.A.

Wagner, 22

08191 RUBÍ

Barcelona (España)

Tel.: 34 936 997 258

Fax: 34 936 971 192

vectem@vectem.com

Zelnova, S.A.

Apartado 7 - 36400 Porriño (Pontevedra) España

Tel: 34 986 344 051

Fax: 34 986 337 951

zelnova@zelnova.com

Bayer

Espanha www.bayer.es

Portugal www.agro.bayer.com.pt

Syngenta

Espanha www.syngentaagro.es

Portugal www.syngenta.pt

3.4.4.2 Bases de datos sobre toxicología

www.alanwood.net/pesticides/class_pesticides.html (base de datos de pesticidas, com as fórmulas químicas)

Tóxicos

www.hclrss.demon.co.uk

ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/ghindex.html

www.pesticideinfo.org/Index.html (contém referências sobre os efeitos dos pesticidas nos diferentes organismos)

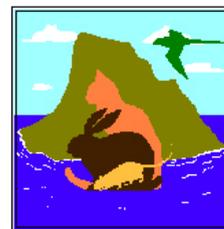
www.mapya.es/productosfitos/MenuConsultas.htm (registro de produtos fitosanitários)

www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/sanidadVegetal/productos/c_materia.jsp
(registro de produtos toxicológicos de Andaluzia)

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.5 ISCOS, NEGAÇAS E ATRACTIVOS

3.5.1 Princípios gerais

Diversos estudos têm analisado a eficácia de distintos métodos de atracção para os vertebrados. Apesar de certas linhas gerais puderem ser mais ou menos claras para algumas espécies, há que ter em conta que a capacidade de atracção do isco têm uma componente individual muito importante e que também se detectam diferenças radicais no atractivo do isco numa população e noutra. Isto depende, seguramente, de múltiplos factores hereditários e adquiridos. Nos primeiros, pode mencionar-se a diferente apetência que sentem as distintas populações de gatos pelos extractos vegetais (ver 3.5.2.5).

3.5.2 Descrição

3.5.2.1 Presas vivas e outros alimentos

No caso de se utilizarem presas vivas, estas devem manter-se em condições que assegurem a sobrevivência, proporcionando sombra, água e alimento, se necessário. Entre os alimentos utilizados para atrair predadores estão:

- **carne**, junto às quais se podem instalar armadilhas ou um atirador num esconderijo.
- **peixe**, fresco ou de lata, ou óleo de peixe. O óleo de fígado de bacalhau pode encontrar-se demasiado refinado. Se se obtiver algum óleo mais espesso, pode ser mais odorífero. Estes óleos podem servir para “refrescar” um isco que tenha perdido o cheiro. Em Chafarinas, durante a armadilhagem de ratazanas para a estimativa populacional, misturava-se o óleo de peixe com um pouco de farinha e açúcar para fazê-lo mais consistente; também se juntava peixe em óleo (de preferência sardinhas ou cavalas) amassado e misturado com óleo de girassol quando não se podia obter óleo de peixe suficientemente odorífero. As sardinhas em lata e o seu óleo foram usadas para apanhar ratos nas Canárias (Illera, 1999; Rando & López, 2001) e fazem parte do isco usado nas Baleares para a administração de alfacloralose (J. Mayol, com. pers. 2003).
- **comida para animais de companhia**, usada com frequência as de cheiro a peixe.
- **fumados**, como chouriço que tem uma maior persistência que a carne fresca (usado para caçar gatos na Madeira), ou salchichas frescas, como as usadas num isco específico para gatos na Austrália (Algar *et al.*, 2002). Este último é um produto patenteado com potenciadores de sabor especialmente atractivos para os gatos.
- **pão**, (usado, por exemplo, para pre-iscar tanto estações de armadilhagem como de iscagem ou para comprovar a repulsa do isco em Chafarinas, com ratazanas). Untado com margarina, foi usado para administrar narcóticos a gaivotas-de-patas-amarelas (Álvarez, 1992).
- **queijo**, ...
- diversas misturas baseadas em **farinhas e óleos**, com frequência rançosos. A denominada “mecha polaca” é um pedaço de mecha de farol empapada em óleo rançoso de fritar peixe.

Iscos, negaças e Atractivos

Andelt & Woolley (1996) usam farinha de milho frita, com um certo atractivo para os esquilos. A manteiga de amendoim também é muito atractiva para roedores (Kessler, 2002);

- **forragens**, como o milho, a alfalfa, couves, cenouras, maçãs, ...podem ser atractivos quando haja escassez de alimentos alternativos;
- **sal**, é muito atractivo para os ruminantes;
- **água**, nos lugares e nas estações em que esta é um factor limitante e segundo as espécies;
- diversos aromas aumentam o atractivo dos iscos, como o anis, a baunilha e a canela.

Alguns animais são muito fieis às suas fontes de água, pelo que uma vedação das mesmas pode facilitar a sua captura (Parkes *et al.*, 1996). Também se podem aproveitar os bebedouros para realizar esperas, nocturnas ou diurnas, no caso de se usar o tiro.

3.5.2.2 Odores sociais

Com este nome denominamos as substâncias que exercem uma atracção específica sobre a espécie devido à sua semelhança com os odores de reconhecimento conspecifico. O exemplo mais claro são as feromonas, hormonas de atracção sexual. Estas substâncias depositam-se com frequência junto às deposições de excrementos ou urina dos animais territoriais.

As feromonas usam-se tanto para atrair os carnívoros como repelir as suas presas. Os produtos variam desde extractos de glândulas, a urina ou fezes, Normalmente, tratam-se de feromonas de carnívoros, mas também se usa o almíscar procedente de ungulados.

Podem adquirir-se por comércio electrónico ou podem aproveitar-se da produção de animais locais, por exemplo, podem recolher-se fezes e urina de gatos e cães domésticos como atractivo para animais vadios.

Alguns fornecedores de iscos baseados em urina, fezes ou glândulas são os seguintes:

Murray's Lures & Trapping Supplies - RR 1

Box 18A, Elizabeth, WV 26143

www.murrayslures.com/catalog.htm

Jeff Robinson and sons- P.O. Box 603

Monroeville, OH 44847

www.jrandsons.com/specialty_products.htm

Adirondack Outdoor Company - P.O. Box 86,

Elizabethtown, NY 12932

www.adirondackoutdoor.com/animalurine.htm

Sullivan Promotions - 429 Upper Twin - Blue

Creek OH 45616

www.sullivansline.com/sline/lure/lurehome.htm

Wildlife Control Supplies - P.O. Box 653

Simsbury, CT 06070

www.collarum.com/parts.htm#bait

Para além dos odores de reconhecimento sexual, certos odores indicativos da actividade de membros da mesma espécie actuam como atractivos. O bissulfato carbónico é uma substância presente no bafo dos roedores. Foi testada a sua eficácia tanto em *R. rattus* como em *R. norvegicus*,

Iscos, negaças e Atractivos

embora a sua volatilidade seja uma limitação ao uso (O'Connor & Eason, 2000; Shumake & Hake, 2001; Parshad, 2002).

3.5.2.3 Odores de presas

Em vez de se utilizarem directamente as presas que duram pouco como isco (por morte se estão vivas ou por apodrecimento se estão mortas), foram desenvolvidos iscos baseados em odores de presas para mustelídeos (Byrom, 2001; DoC, 2002b). Também se realizaram experiências com êxito usando saliva de roedores (Chyszar *et al.*, 1997) e excremento de galinha (Fritts *et al.*, 1989) para atrair ofídios.

3.5.2.4 FAS

Uma mistura de varios ácidos gordos presentes no ovo podre (Fatty Acid Scent, FAS) foi descrito por Roughton (1982). É muito utilizado para atrair diversas espécies de carnívoros (Sargeant *et al.*, 1998), mas especialmente de canídeos.

Apresenta-se num disco de gesso empapado no produto (Roughton & Sweeny, 1982).

A composição (em volume) do FAS é a seguinte:

Ácido	%
Acético	1.48
Propionico	4.42
Isobutírico	1.60
Butírico	26.70
Isovalérico (3-metil-butanoico)	1.79
Valérico	8.14
Isocaproico (4- metil -valérico)	2.12
Caproico (hexanoico)	30.27
Heptanoico	12.71
Caprílico (octanoico)	10.80

3.5.2.5 Extractos vegetais

Várias espécies de carnívoros sentem-se atraídas pelos odores de origem vegetal. Esta atracção não está ligada à alimentação, mas ser agradável em si própria. Trata-se de um fenómeno determinado geneticamente, pelo que alguns exemplares ou populações podem ser mais sensíveis que outros a estes odores ou serem-lhes indiferentes.

A Valeriana (*Valeriana officinalis*) mostrou ser eficaz com gatos na Escócia mas não nas Seychelles. A Nêveda-dos-gatos (*Nepeta cataria*) é mais efectiva e específica que a Valeriana, mas também existem casos de ausência de atracção. O odor das raízes dos arbustos do género *Actinidia* é um dos mais atractivos para gatos (Veitch, 1985; Fitzgerald, 1990; Clapperton *et al.*, 1994). A valeriana também é atractiva para outras espécies, em particular para canídeos (Bateman, 1988).

3.5.2.6 Chamarizes sonoros

Utilizaram-se chamarizes electrónicos para atrair gatos a estações de armadilhagem (Algar *et al.*, 2002). Também se usaram chamarizes sonoros para estimular a resposta de batráquios e localizá-

Iscos, negaças e Atractivos

los (DoC, 2002a). A reprodução de registos gravados com o canto de dita espécie é um método habitual para atrair aves para a sua observação ou estudo (Gaunt & Oring, 1997). Foi usado para controlar invasoras, concretamente para atrair o Chopim-mulato (*Molothrus ater*) para lugares onde se encontrava um atirador que disparava sobre eles (Summers *et al.*, 2000).

3.5.2.7 Negaças

Os engodos ou negaças foram frequentemente utilizados para caçar aves.

Podem usar-se animais vivos ou modelos (aves dissecadas, por exemplo) para atrair as aves invasoras. Quando se usam armadilhas comunais, como a armadilha MAFF, as primeiras capturas actuam como chamarizes para atrair as outras aves, devido ao seu carácter gregário ou por defesa do território. O mesmo acontece com as armadilhas comunais para várias espécies de ungulados, já que ao tratar-se de animais gregários entram mais facilmente no cercado ou na jaula se já existe um animal no interior, sempre que este não se encontre alarmado.

3.5.3 Contactos

3.5.3.1 Distribuidores

Urina

www.murrayslures.com/predurn.htm

www.gemplers.com/a/shop/list.asp?UID=2003030305330958&GEN2=&GEN3=&GEN9=0&SKW=1P3PRE&c=catpest

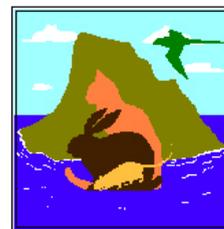
www.adirondackoutdoor.com/animalurine.htm

www.sullivanline.com/sline/lure/lurehome.htm

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.6 ESTAÇÕES DE ISCAGEM

3.6.1 Princípios gerais

As estações de iscagem são recomendáveis quando é provável o consumo de isco pelas espécies não-alvo ou quando é necessário protegê-lo dos elementos naturais.

O desenho da estação pode potenciar o consumo de isco e melhora a acessibilidade. Assim, tentaram-se dois tipos de estações (bidões de plástico ou caixas de madeira) com dois tipos de iscos (prensado e blocos de parafina) e enquanto que o isco preferido se consumia nos dois tipos de estações sem diferenças, os blocos de parafina eram mais consumidos na caixa em que era mais fácil mantê-los suspensos (Aranda *et al.*, 1992).

No caso de alguns predadores, como o Gato e o Ouriço, as estações de iscagem não parecem muito úteis para a colocação de iscos envenenados (Maloney & Murray, 2000). No entanto, são úteis para os roedores.

3.6.2 Descrição

Noutras ocasiões, usaram-se bidões de plástico (Aguilar & Cozar, 1988; Aranda *et al.*, 1992). Alguns autores mencionam que existe um certo evitamento por parte de *R. rattus* em relação aos bidões de plástico (McFadden, 1984), embora em comparações com outro tipo de estações não se tenham notado diferenças (Aranda *et al.*, 1992).

As estações de iscagem podem ser simplesmente um meio de manter o isco a certa altura, para evitar o consumo de espécies não-alvo. Em Lobos (Canárias) colocam-se iscos envenenados para gatos em pratinhos elevados com uma vareta (Ardura & Calabuig, 1993). Nas Antilhas Britânicas, para impedir que os caranguejos comessem o isco destinado aos gatos, usaram-se copos de plástico invertidos e cheios de areia (Mitchell *et al.*, 2002).

O modelo mais frequente é um tubo de plástico horizontal com o isco no interior (Coulter *et al.*, 1985; Moors *et al.*, 1992; Robertson *et al.*, 1998). Normalmente, usa-se tubo de PVC de cerca de 10 cm de diâmetro e um comprimento de 24 cm (García *et al.*, 2002). Os tubos de plástico não são muito interessantes se se utiliza isco a granel (Aranda *et al.*, 1992). No ilhéu de Es Pantaleu (Maiorca), foi usado um isco parafinado, preso no centro do tubo com arame (obs.pess., 2003).

Na Madeira, usaram-se caixas de madeira contendo blocos de parafina num arame (Costa *in litt.*, 1991). Nestas caixas, a área em que se localiza o arame com o isco está separada do corredor por um tabique baixo, de modo que o isco não seja acessível a partir do exterior. Estas caixas são muito vantajosas em locais inacessíveis onde a iscagem se faz esporadicamente (Zino *et al.*, 1995b). Comprovou-se a sua eficácia em Chafarinas, inclusivamente as ratazanas achavam-nas mais confortáveis que outros tipos de estações, a julgar pelos sinais de actividade; isto foi considerado uma desvantagem pois as ratazanas instaladas nas caixas impediriam o acesso a outras que pudessem consumir o isco (Aranda *et al.*, 1992). A vantagem destas estações é que são mais duráveis, mas tornam-se muito pesadas para se deslocar com um grande número delas (Aranda *et al.*, 1992).

McFadden (1984) ensaiou com êxito uns iscadeiros cónicos cobertos por um tubo invertido no qual se abriram várias entradas. Este tipo de iscadeiro foi testado em Chafarinas mas considerou-se que era demasiado incómodo de manejar (Aranda *et al.*, 1992).

Estações de iscagem

Uma estação de iscagem usada na Nova Zelândia consistia num tubo de plástico resistente fixado a uma árvore. O acesso estava na base que permitia às ratazanas e aos ratos acederem ao isco. Estas estações foram muito eficazes para excluir as espécies não-alvo e não se perdeu a eficácia durante o tratamento (Brown, 1997; Brown *et al.*, 1998).

Foi desenhada uma estação de iscagem relativamente complexa para impedir o acesso das espécies não-alvo, concretamente do roedores em Barrow Island. Esta consiste num cubo com uma tampa onde se realizaram uns orifícios de 38 mm, para os quais se trepa por umas rampas. O cubo encontra-se semi-cheio de areia sobre a qual se coloca o isco, A saída do cubo é facilitada por rampas interiores (Morris, 2002).

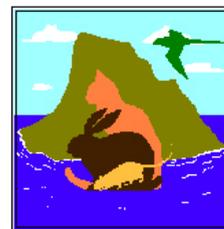
Nas Baleares, para reduzir o acesso das lagartixas endémicas, foram usados cubos de plástico com tampa com uma capacidade de 10 a 20 l. Realizava-se um orifício de 5,8 cm de diâmetro para o acesso dos roedores a 14 cm de altura. Como isco usaram-se blocos parafinados com furo, que se dispunham sujeitos com um arame para impedir a sua extracção pelas ratazanas. Viu-se que era conveniente lastrá-la com um certo número de pedras no interior, para evitar que os virassem e que as lagartixas que pudessem entrar por acidente tivessem uma saída fácil, ainda que em alguns casos se verificasse a morte por hipotermia (os bidões acumulavam uma pequena quantidade de água) e comprovasse o canibalismo quando várias lagartixas se encontraram na mesma estação (GENA, 2003). Pode ser conveniente a realização de um pequeno furo de drenagem na base para impedir que, no caso de chuva intensa ou de deterioração da tampa ou do cubo, este se inunde, estragando o isco ou pondo em risco de afogamento as capturas acidentais.

Recentemente, desenvolveram-se estações de iscagem mais ou menos específicas para um determinado tipo de iscos. Em geral, têm uma entrada rente ao solo e um compartimento para o isco. Este pode ter uma vareta para prender os blocos com furo, ou compartimentos para os blocos sem furo e os prensados. Alguns modelos contam com uma fechadura que melhora a segurança e evita a manipulação por curiosos. Algumas versões, também têm a possibilidade de instalar ferros no interior, em lugar de um isco tóxico (ver 3.4.4.1).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.7 TIRO

3.7.1 Princípios gerais

O tiro é um dos métodos mais específicos para controlar vertebrados terrestres. Foi usado com um grande número de espécies introduzidas, desde aves de todos os tamanhos, de passeriformes a anatídeos, a mamíferos como cabras, gatos ou coelhos, também esquilos, e répteis, como alguns ofídios.

Descrevem-se a seguir vários métodos que não estão autorizados como modalidades de caça e, portanto, estão proibidos com carácter geral. Dado que no controlo de espécies introduzidas se considera de extrema importância a apreciação e eliminação dos riscos colaterais, está plenamente justificado o uso de tais técnicas não cinegéticas para o controlo dos vertebrados invasores. Em todo o caso, seja qual for o método utilizado, deverão solicitar e obter-se as autorizações administrativas pertinentes e informar-se as autoridades competentes sobre as actividades que se realizam com estes métodos.

3.7.2 Descrição

3.7.2.1 Armamento e munições

Utilizaram-se 3 tipos de armas: armas de fogo de cano estriado, espingardas e armas de ar comprimido.

Rifles e carabinas

O calibre mais usado é o .22 para abater animais de médio porte, tal como gatos (Huntley, 1996), coelhos (Merton, 1987) ou patos (Rose & Jackson, 1995; Garrido *et al.*, 2003), mas também maiores, como cabras (Parkes, 1984; Bell, 1995; Kessler, 2002). Trata-se de um calibre utilizado no tiro de competição mas ilegal para a caça em Espanha e em Portugal, todavia muito útil para o controlo de espécies invasoras. Tratam-se de armas pequenas e leves, muito portáteis, o que facilita o seu uso quando há que fazer deslocações a pé. Por ser de um calibre pequeno, o projectil é muito penetrante, que pode provocar feridas graves sem que ocasione a morte. Por isso se recomenda para o uso de munições expansivas, que é muito mais eficaz para ocasionar uma morte humana e evitar que fiquem animais feridos. Este método usa-se, por exemplo, para o controlo do Pato-de-rabo-alçado-americano, *Oxyura jamaicensis*, na Península Ibérica, a distâncias menores que 100 m (Garrido *et al.*, 2003). Para assegurar uma morte rápida, os animais de maior porte, como a cabra, deveriam ser abatidos com calibre .222 com ponta mole (expansiva) e cargas de 50 Gr. (Parkes *et al.*, 1996). Esse calibre recomenda-se, por exemplo, para a raposa (Land Protection, 2001b). O calibre .223 foi usado contra cabras e porcos (Kessler, 2002).

O calibre 243 usou-se para controlar o Pato-de-rabo-alçado-americano a distâncias maiores que 100 m (Garrido *et al.*, 2003).

Tiro

Espingardas

O calibre mais utilizado é o 12 carregado com grãos de chumbo. Em Espanha, para o controlo do Pato-de-rabo-alçado-americano utiliza-se quando não existe risco de atingir outras espécies que com a espécie alóctona de Pato-de-rabo-alçado forma bandos mistos; não se recomenda acima dos 50 ou 60 m de distância (Garrido *et al.*, 2003). Também se usou contra outros animais de tamanho médio, como coelhos e gatos (Merton, 1987; Huntley, 1996).

Para controlar gaivotas em aeroportos, concretamente no JFK, usam-se grãos de aço #4 (Dolbeer, 1998), o mesmo que nas Baleares.

Armas de ar comprimido

As armas de ar comprimido têm a vantagem de ser mais silenciosas e mais leves que as carabinas ou espingardas. O seu uso está proibido com fins cinegéticos em Espanha e em Portugal.

Tanto as pistolas como as carabinas de ar comprimido foram usadas para o controlo de mainás e periquitos argentinos (Lucking, com. pess., 1998; J. Mayol, com. pess., 2003). Nas Baleares, usaram-se com êxito as carabinas de ar comprimido para disparar a gaivotas nas lixeiras. As aves estão habituadas às máquinas de trabalho, a partir das quais se podem efectuar os disparos a muito curta distância (J. Mayol, com. pess., 2003).

3.7.2.2 Método

Utilizaram-se espantamentos e batidas para diferentes espécies. O Pato-de-rabo-alçado-americano foi caçado com batedores ligados por rádio que iam dirigindo para o bando para o lugar mais conveniente para executar o tiro, com carabina.

Para o Pato-de-rabo-alçado-americano também se usou a perseguição de um bando numa embarcação a motor, atirando-se com uma espingarda.

Também se usou o avistamento a partir de um esconderijo flutuante para se aproximar dos animais e abater os *O. jamaicensis* (Garrido *et al.*, 2003).

Outra técnica consiste na batida por atiradores, nas quais o pessoal armado se move em paralelo, batendo uma certa área e disparando contra os animais quando levantam. Seria equiparável ao método de caça de salto usado em Espanha para a caça menor. É muito útil em bosque denso contra cabras (Kessler, 2002).

O tiro de precisão de helicóptero só é útil no início e em áreas abertas, ou em locais difíceis de alcançar a pé. Foi muito usado com cabras (Kessler, 2002).

3.7.2.3 Acessórios

Miras telescópicas

Kessler (2002) recomenda o uso de miras telescópicas de especificação militar para que aguentem as duras condições a que são submetidas.

Focos

São úteis para poder disparar contra uma grande variedade de espécies, desde gatos a ungulados (Warturton & Sadleir, 1990a; Huntley, 1996; TWDMS, 1998g, m; Kessler, 2002). Podem usar-se tanto em esperas como se se procuram os animais à noite, de carro. As esperas podem

Tiro

realizar-se em áreas de especial frequência (pontos de água, por exemplo) ou em sítios iscados *ex profeso*.

Existem lanternas de grande potência especialmente desenhadas para acoplar a armas grandes.

Artefactos para visão nocturna

Se um modo geral, tratam-se de dois tipos de aparelhos: intensificadores de luz e visores de raios infra-vermelhos. Os primeiros multiplicam a quantidade de luz que chega a um objecto a partir da lua ou das estrelas. Os visores de infra-vermelhos registam a radiação invisível infra-vermelha que pode ter duas origens: numa lâmpada de raios infra-vermelhos ou na temperatura dos corpos que se encontram no campo do visor.

Silenciadores

Os silenciadores não são legais para a caça desportiva, mas são úteis quando se trata de controlar espécies invasoras. Necessitam das autorizações administrativas pertinentes.

Apoios

Recomenda-se o uso sistemático de apoios para melhorar a precisão sempre que o tiro não seja contra alvos em movimento. Os tripodes e os bípodes são especialmente recomendáveis, mas poder-se-ão utilizar os veículos ou diferentes apoios disponíveis *in situ*.

3.7.2.4 Pessoal implicado

O uso de atiradores profissionais ou de caçadores foi tratada com detalhe no capítulo **1.5.10**. É conveniente que se faça o maior esforço possível desde o princípio, já que isso aumenta a efectividade e reduz os gastos (Parkes, 1989a; 1990a, b).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.8 JUDAS

3.8.1 Princípios gerais

A cabra Judas é, em princípio, uma rês mansa que conduz as suas congéneres dos currais ao matadouro. No nosso contexto, diz-se de um animal da mesma espécie que, equipado com um emissor de rádio (na origem era um chocalho), leva os caçadores aos seus semelhantes.

À medida que avança o programa de erradicação baseado na localização de animais (concretamente por tiro) é mais difícil dar com os sobreviventes, tanto pela sua menor densidade como porque fogem do caçador (Thomas, 2002a). O comportamento evasivo varia notavelmente conforme o método de caça (Aranda *et al.* 1996). Além disso, se a vegetação começa a recuperar, a localização é ainda mais difícil (Parkes, 1990).

Em Tenerife, foi usado para *Ovis gmelini*, no PN de Teide (Durbán, 2003) e com cabras, na Deserta Grande (Madeira).

Foi usado na Nova Zelândia (Thomas, 2002a), Austrália (NPWS, 2003), Galápagos (Campbell, 2002), Seychelles (Rainbolt & Coblenz, 1999), e nas ilhas Channel da Califórnia (Keegan *et al.* 1994), etc. Inicialmente, as espécies alvo foram cabras, depois também tares, porcos, veados, cavalos ou burros (Johnson, 1999; Hondelink, 2002; Nugent, 2002; NPWS, 2003). Também se tentou esta técnica em Espanha para tentar localizar as últimas cabras-montesas (*Capra pyrenaica pyrenaica*) no vale de Ordesa com indivíduos estéreis de outra subespécie. No Alasca, usaram-se também para eliminar manadas conflictivas de lobos e foi recomendado a sua utilização com cães (Green & Gipson, 1994).

3.8.2 Descrição

O uso de Judas não é, naturalmente, uma solução isolada, se bem que resulta de grande ajuda se, de início, se eliminaram tantos animais assilvestrados quanto possível (Thomas, 2002a). Também é útil assegurar-se que a erradicação foi efectiva (Campbell, 2002). A eficácia no controlo de cabras usando Judas pode duplicar a do controlo sem elas (Rainbolt & Coblenz, 1999).

Thomas (2002b) diferencia a “cabra Judas”, que serviria para localizar as cabras assilvestradas para abatê-las, da “cabra monitor”, que permite conhecer a distribuição de rebanhos e cabras numa região e da “cabra sentinela”, que permite detectar os exemplares que escapam à área tratada.

A origem e as características dos indivíduos que se usam para este fim é relevante. Deste modo, o uso de cabras domésticas libertadas não tem muito êxito (Barron, 2002; Cross, 2002) e os machos castrados são inúteis (Campbell, 2002). Os juvenis são mais rapidamente aceites socialmente, dado que faz parte do seu comportamento natural procurar novos rebanhos e que os animais maiores são menos sociais (Campbell, 2002; Cross, 2002). Se as fêmeas estão prenhas durante um certo tempo não são úteis, já que se afastam para ter as crias (Barron, 2002). As fêmeas em cio entram em contacto com os machos e, se não se encontram, unem-se a outros grupos de fêmeas. Por isso, o ideal é esterilizar as fêmeas com laqueação das trompas e induzir-lhes cio através de implantes de hormonas; o processo custa cerca de 17 \$ (Campbell, 2002). Também é conveniente que os Judas se libertem em zonas análogas às da procedência (Cross, 2002).

Judas

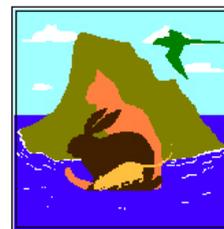
A captura inicial dos Judas pode realizar-se com a ajuda de cães (Cross, 2002), com canhão lança redes a partir de um helicóptero (Hondelink, 2002), ou outro método habitual usado na captura em vivo de ungulados selvagens.

Podem encontrar-se mais informação sobre as técnicas de Judas nas actas de uma reunião de trabalho que se desenvolveu na Nova Zelândia em 2002 sobre esta questão (www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Judas-Workshop-2002/).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.9 CONTROLO DA REPRODUÇÃO

3.9.1 Princípios gerais

O controlo da reprodução é uma via incruenta de controlar o crescimento de uma população. Para se aproximar do mesmo resultado que o obtido eliminando um adulto, deve impedir-se a sua reprodução por forma a evitar toda a descendência que possa produzir. Em teoria, a esterilização, ou a eliminação de toda a descendência equivale a uma “eliminação virtual” do adulto da população. Mas isto não é assim, por duas razões. Em primeiro lugar, a sobrevivência do indivíduo faz com que continue a existir um problema de consumo de recursos (predação, herbivoria), pelo que só parece razoável se se obtém um benefício com a mudança. Em segundo lugar, o aumento da esperança de vida das crias nascidas de outros indivíduos compensa rapidamente o decréscimo da natalidade.

Do ponto de vista da administração dos recursos, os custos de esterilização, cirúrgica ou química, ou de eliminação de ovos são superiores aos da eliminação física do adulto.

Por isso, a eleição de métodos de controlo da natalidade só se justifica:

- no caso da população de adultos seja menos acessível que os seus ovos (caso dos anfíbios), a recolha das posturas deveria ser uma actividade complementar à eliminação de adultos;
- no caso das espécies invasoras em que se pretende travar o incremento em determinadas áreas, o controlo da reprodução pode contribuir para atingir o dito objectivo.

Em nenhum caso se deveria optar pelo controlo da reprodução como método único de manejo da população invasora quando a mera presença da população cause algum tipo de prejuízo ambiental.

3.9.2 Descrição

3.9.2.1 Oleado de ovos

Várias substâncias podem utilizar-se para colmatar os poros da casca do ovo. Desse modo se interrompe o normal intercâmbio de gases e se mata o embrião (Smith *et al.*, 1999). A imersão dos ovos em parafina líquida impede a eclosão até 100% dos casos. Foi utilizado no controlo experimental dos ninhos do Pato-de-rabo-alçado-americano (*Oxyura jamaicensis*) no Reino Unido (Hughes, 1996). A parafina penetra rapidamente na casca e mata o embrião em pouco tempo (Smith *et al.*, 1999).

Com este objectivo, também foi utilizado óleo de milho (Mazzocchi, 1999; Johnson *et al.*, 2001), que é o único que se autoriza nos Estados Unidos da América para este fim (Smith *et al.*, 1999).

Os ovos também podem pulverizar-se com uma emulsão oleosa com a mesma finalidade (Thomas, 1972). Esta fumigação pode fazer-se com um fumigador de mochila, apenas na parte exposta dos ovos, a um custo muito baixo e com uma eficácia elevada (Bédard *et al.*, 1999; Mazzocchi, 1999; Johnson *et al.*, 2001). Cummings *et al.* (1997) encontraram um fracasso da eclosão em 100 % dos ovos de *Bernicla canadensis* pulverizados apenas uma vez. Christen *et al.*

Controlo da reprodução

(1995) também obtiveram o mesmo resultado com essa espécie, independentemente do tratamento ser precoce ou tardio. No entanto, Christens & Blokpoel (1991), com gaivotas, encontram uma esterilização quase total apenas depois de 3 pulverizações que se iniciaram tardiamente e separadas por 12 dias.

As apreciações dos custos variam de 3 \$/ninho para colónias de aves marinhas (Bédard *et al.*, 1999) mas aumentam muito, por exemplo, em gansos, que não são gregárias na reprodução. Encontrar um ovo leva uns 35 minutos de trabalho, pelo que o custo por ovo atinge os 6,38 \$ (Cooper & Keefe, 1997).

A ausência de descendência também parece reduzir as necessidades de alimento, pelo que os prejuízos, tanto económicos como ecológicos, se reduzem a uma pequena fracção de perdas na ausência de tratamento (Johnson *et al.* 2001).

3.9.2.2 Malogro de ovos

A perfuração da casca acaba com a assepsia no interior (Smith *et al.*, 1999). A perfuração de ovos foi proposta para controlar gansos (Baines, 1995; Smith, 1997; Decler, *in litt.* 1998) e gaivotas (Thomas, 1972; Mejías, 1989; Álvarez, 1992).

A injeção com formol mata o embrião (Thomas, 1972). A agitação enérgica dos ovos também mata o embrião em desenvolvimento, o que se fez com cisnes na Flórida (McCann *et al.*, 1996) e com gansos (Smith *et al.*, 1999).

3.9.2.3 Contraceptivos

A nicarbacina é um produto anti-coccidiose usado em avicultura, que têm um efeito contraceptivo nas aves (Johnston *et al.* 2001; Primus *et al.* 2001; Vercauteren, 2001; Stahl *et al.*, 2003). Na actualidade, continua-se a investigar a sua utilização para o controlo de gansos e outras aves.

O diaxacolesterol (diazacon) é um inibidor da produção de colesterol pelo que afecta vários parâmetros reprodutivos. Usa-se como contraceptivo nas aves e também nos mamíferos, nos quais impede a espermatogénese (Johnston *et al.*, 2001a; Singh & Chakravarty, 2003). Actualmente, investiga-se a sua utilização em populações silvestres (Nash & Miller, 2000).

Sudan Black B, é uma tintura histológica que se tem usado em gaivotas adultas e que produz uma esterilidade temporária (Thomas, 1972).

No controlo de roedores, os quimioesterilizantes não foram muito usados no terreno e não parecem suficientemente efectivos. Só são úteis para obter uma redução parcial (Moors *et al.*, 1992), para o que foram propostos como complemento dos tóxicos em campanhas de controlo integrado (Lazarus & Rowe, 1982; Lazarus, 1989). Os gastos e os esforços são semelhantes a utilizar tóxicos, pelo que estes são preferíveis (Meehan, 1984).

A alfacloridrina esteriliza os machos em doses reduzidas mas torna-se tóxico em doses mais elevadas. Em alguns mamíferos, esta substância produz uma esterilidade reversível e metaboliza-se ou hidroliza-se rapidamente, reduzindo os riscos para os predadores (Jackson, 1985). Dado que actua sobre a mobilidade dos espermatozoides, produz-se um efeito de esterilidade a partir de certa dose, mas não se modifica o tamanho da ninhada, já que este depende de que pelo menos uma proporção de espermatozoides superem a velocidade crítica (Slott *et al.*, 1997). Em *R. norvegicus* interfere com a gestação das fêmeas prenhas (Rahmaniah & Sutasurya, 1999).

Em várias tentativas de campo, tratando populações de *R. norvegicus* com BDH 10131, reduziram-se tanto as proporções de indivíduos férteis como de sub-adultos durante vários meses

Controlo da reprodução

(Rowe & Lazarus, 1974a; Lazarus & Rowe, 1982). Este produto tinha que aplicar-se anualmente para manter os níveis baixos da população (Lazarus & Rowe, 1982). A pré-iscagem é essencial porque esta substância produz anorexia e é pouco saborosa (Rowe & Lazarus, 1974b; Meehan, 1984).

Outra experiência com roedores mostra o poder abortivo do dietilstilbestrol (também usado na engorda do gado) por contacto, e a esterilidade das crias fêmeas e parte dos machos se se administra durante a lactação (German, 1985).

Para conhecer os efeitos da esterilização de uma parte da população, efectuaram-se com frequência ensaios com esterilização cirúrgica, que em regra geral demonstram que a proporção dos indivíduos estéreis de uma população deve ser muito grande para que se notem os efeitos nos parâmetros populacionais.

3.9.2.4 Esterilidade cirúrgica

As intervenções cirúrgicas destinadas a evitar a reprodução podem consistir em esterilização (vasectomia ou laqueação de trompas) ou castração (estriparção dos testículos ou dos ovários). No primeiro caso, o comportamento social mantém-se, mas não no segundo.

A esterilização cirúrgica na maior parte dos machos de uma colónia de roedores não afecta os parâmetros populacionais (Meehan, 1984). Mesmo assim, é necessário um elevado nível de esterilidade entre as fêmeas, superior a 60%, apenas para impedir picos de abundância (Twigg *et al.*, 2000).

3.9.2.5 Esterilidade genética

A introdução de machos estéreis numa população de roedores demonstrou certas vantagens no laboratório, dado que os machos estéreis produzem uma pseudo-gravidez nas fêmeas, da mesma duração que a gestação normal; além disso, os machos estéreis tornam-se dominantes sobre os férteis, o que mantém as fêmeas num estado de permanente pseudo-gestação. Dado que apenas um macho fértil é suficiente para cobrir um grande número de fêmeas, em condições naturais deveriam libertar-se um número enorme de machos estéreis (Meehan, 1984).

3.9.2.6 Imuno-contraceção

A imuno-contraceção consiste em “vacinar” o organismo da espécie em questão com o ADN responsável por codificar anticorpos contra os próprios gâmetas ou as hormonas relacionadas com a fecundidade, com o objectivo de evitar a gravidez. Os antígenos podem ser específicos da zona pelúcida do ovo ou do esperma, de modo que o organismo da fêmea os reconhece como estranhos e reage imunitariamente contra eles. A especificidade pode ser muito grande, já que o reconhecimento antigene-anticorpo é muito preciso, mas deve identificar-se o antigene adequado. Na Austrália e na Nova Zelândia, há uma linha prioritária de investigação para diversos grupos de espécies de mustelídeos (Hinds *et al.*, 2000); raposas (Bradley *et al.*, 1997; Saunders *et al.*, 2002); coelhos (Twigg *et al.*, 1999); opossums (Ji *et al.*, 2000); etc. No Reino Unido, também se considerou para o controlo de *Sciurus carolinensis* (Lurz *et al.*, 1998).

Os métodos de expansão da esterilidade imunitária são dois: a ingestão de uma “vacina” oral, através de iscos ou da utilização de um vector (normalmente um OGM, normalmente um vírus transgénico) portador da vacina que, deste modo, se estenderia pela população (Barlow, 2000). No caso de se empregar este tipo de vectores, a especificidade adquire um nível mais, o do reconhecimento hospedeiro-parasita. Para além disso, se se utiliza um agente patogénico de transmissão sexual, como os herpes ou as clamídias, atinge-se um nível de maior segurança residente

Controlo da reprodução

no acasalamento intraespecífico (Clout & Sarre, 1995). Os agentes patogénicos mais benignos são mais eficientes na hora de transmitir a esterilidade, já que não causam mortalidade e melhoram a transmissibilidade (Hood *et al.*, 2000).

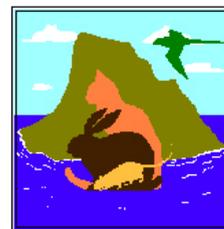
As vantagens de um sistema de autovacinação como o mencionado são muito chamativas: se os vectores e os antígenos foram seleccionados adequadamente, os poucos indivíduos infectados podem transmitir a esterilidade a toda a população. De facto, os modelos matemáticos mostram a possibilidade de controlar ou erradicar populações isoladas usando este método (Courchamp & Cornell, 2000). Pelo menos em algumas espécies, a presença de fêmeas estéreis mas com um estro dilatado, atrai outros machos e contribui com isso para a expansão do vector (Ji *et al.*, 2000). Trata-se de uma técnica facilmente aceitável pelos públicos mais críticos com outros métodos de controlo (Courchamp & Cornell, 2000; Barr *et al.*, 2002).

No entanto, os riscos são de primeira ordem. Se o vector recombinante alcança uma população nativa da espécie alvo (os coelhos da Península Ibérica, por exemplo), as sequelas ecológicas são inimagináveis. Do mesmo modo, muitas espécies alvo são animais domésticos, pelo que a chegada do agente teria graves efeitos económicos. O mesmo ocorre se por alguma razão os vectores ou os antígenos rompem a barreira específica, já que as consequências para as espécies próximas podem ser catastróficas. Por exemplo, *Sylvilagus* é a espécie hospedeira habitual do vírus da mixomatose e poderia ver-se afectado pelo hipotético controlo do coelho europeu através deste método. Além disso, sabe-se pouco sobre a possível aparição de resistência aos vectores recombinantes (Magiafoglou *et al.*, 2003).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.10 INTIMIDAÇÃO

3.10.1 Princípios gerais

Os métodos incruentos podem ser melhor aceites pelo público em geral que os métodos letais. No entanto, apenas se recomenda o seu uso para evitar o impacto pontual em locais conflictivos, tanto se a espécie em questão não coloca outro tipo de problemas ou se se faz um quadro de controlo por diferentes técnicas.

3.10.2 Descrição

3.10.2.1 Ponteiro laser

Foi usado um ponteiro laser para afugentar sem dano os corvos-marinhos que se tinham instalado nos ninhos de Ibis-eremita, no Parque Nacional de Souss-Massa. O ponteiro foi adquirido a baixo preço e utilizou-se um telescópio para precisar o ponto de actuação. O método foi suficientemente efectivo para que os corvos-marinhos se ausentassem da plataforma durante o resto da temporada, com poucas horas de actuação, apontando aos pés dos corvos-marinhos (Orueta & Bowden, dados próprios).

Esta técnica foi usada com frequência em piscicultura e moluscicultura para afugentar os predadores. A efectividade pode ser variável em função da luminosidade e de outras espécies, mas o uso do laser cria um efeito que perdura, pelo menos, durante vários dias.

Uma empresa francesa ([Desman](#)) comercializa aparelhos mais sofisticados com este fim. Podem também alugar-se por uns meses, o que pode ser suficiente para controlos concretos. Com este método poderia evitar-se, por exemplo, que gaivotas-de-patas-amarelas se instalassem nas colónias de gaivotas de Audouin.

3.10.2.2 Jorros de agua

Utilizados para afugentar as aves que poissam nas imediações das pistas de aeroportos ou em pisciculturas. Alguns indivíduos podem acostumar-se, pelo que se evita isso fazendo-os funcionar com aspersores descontínuos, acrescentando o factor surpresa (Booth, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994).

3.10.2.3 Dispositivos sonoros

Incluem foguetes e vários artefactos explosivos, para além de gravações de chamamentos de alarme (Booth, 1994; Godin, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994; TWDMS, 1998; Temby, 2002). Se bem que possam servir para afugentar as aves em colónias ou locais de poiso, não são úteis para reduzir o número de animais.

As gravações com chamamentos de alarme podem ser úteis para afugentar aves de um sítio concreto (Booth, 1994; Godin, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994; Temby, 2002). Os dispositivos sonoros, que produzem detonações, são de vários tipos: podem ser tracas, disparos, foguetes, bengalas (“*shellcrackers*”). A combinação de detonações e chamamentos de alarme é muito mais efectiva. Os

Intimidação

emissores de ultra-sons usados para gatos e roedores podem ser úteis na vizinhança doméstica, mas não o são no terreno. Muitas espécies habituam-se rapidamente a eles (Meehan, 1984).

3.10.2.4 Dispositivos visuais

Existem espantalhos de diversos tipos, como as clássicas figuras humanas, luzes, objectos brilhantes ou globos estáticos com desenhos de olhos, figuras de rapinas, cometas em forma de rapina, etc. (Godin, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994; TWDMS, 1998; Ross & Furness, 2000). Se bem que possam servir para impedir o acesso a pontos concretos e a curto prazo, não são muito úteis no nosso contexto. Em todo o caso, a sua utilidade parece bastante passageira e o seu uso deve ser combinado com outras técnicas e tão infrequente quanto possível, para manter o factor surpresa.

3.10.2.5 Presença de predadores

A presença de falcões numa área é uma estratégia usada nos aeroportos para evitar colisões. Os ataques e a mera presença de falcões afugenta outras aves da zona. Os falcões podem realizar voos sobre uma negaça ou atacar as aves, inclusivamente algumas espécies preferenciais. O êxito destas técnicas parece variável, em função das características dos aeroportos, as condições meteorológicas, etc (Dolbeer *et al.* 1993; Chamorro & Clavero, 1994; Dolbeer, 1998; Becker, 2000; Transport Canada, 2002).

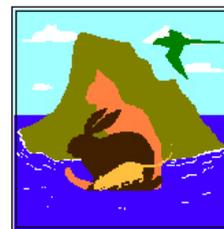
A introdução de raposas foi usada, ilegalmente, em vários ilhéus de França para controlar as gaivotas, com o efeito secundário indesejável de dispersar as colónias o que dificultou a sua gestão (Yésou, 2003). No Delta do Ebro está a experimentar-se a reintrodução de raposas marcadas com colares de rádio para determinar o seu efeito no controlo da Gaivota-de-patas-amarelas (projecto LIFE02NAT/E/8612 www.gencat.es/mediamb/fauna/lifep002.htm).

Nos aeroportos usam-se cães para afugentar aves (Cleary & Dolbeer, 1999).

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.11 CERCADOS

3.11.1 Princípios gerais

Desenvolveram-se diferentes modelos de vedações capazes de excluir, virtualmente, todo o tipo de vertebrados. No entanto, para vertebrados voadores, não é realizável na prática senão para proteger áreas muito concretas ou para confinar um pequeno grupo de animais. No contexto do manejo de espécies invasoras, o uso de vedações tem sentido em diversas circunstâncias.

- reduzir o acesso das espécies invasoras a determinados recursos. Este pode ser o caso tanto da protecção de recursos de uso humano que possam ser consumidos ou deteriorados (gado, aves de capoeira, hortas, campos cultivados, depósitos de água), como para reduzir os recursos usados pela espécie alvo e facilitar, portanto, o seu controlo (lixeiros, mas também animais domésticos ou cultivos) (Wong, 2000; Waples, 2001; Austrop, 2002b).
- impedir a expansão ou o acesso a determinadas áreas (Ahlstrand, 1980; Coulter *et al.*, 1985; Parkes, 1989a; Loope & Medeiros, 1995),
- dividir a área de trabalho em sectores de modo a que se possa proceder a uma erradicação gradual (Johnstone, 1985)
- prevenir a reinvasão (Parkes, 1990a). Isto é especialmente interessante em penínsulas, dado que o istmo pode ser fechado facilmente e proteger maior superfície que o mesmo comprimento de vedação numa área continental (Robley *et al.* 2003).
- servir de recintos de captura para mamíferos grandes e de médio porte. Tem o mesmo fundamento que as jaulas-armadilha, mas a maior escala (*cf.* 3.3.2.1).
- conduzir as espécies alvo até às armadilhas. Este tipo de vedações foram mencionadas no texto como “vedações de intercepção”.

Quando a erradicação não é possível e se deve assumir a realização de um controlo permanente, uma vedação efectiva permite criar reservas livres da espécie invasora (Perry *et al.*, 1998; Clapperton & Day, 2001).

Um dos casos mais chamativos do uso de cercados contra as espécies invasoras são as vedações para coelhos e cães na Austrália, que chegaram a medir milhares de quilómetros, e alguns destes terrenos vedados continuam a estar operativos (Land Protection, 2002d).

3.11.2 Descrição

3.11.2.1 Vedações mecânicas

Descrição

A base da malha deve enterrar-se no solo, especialmente se existem espécies escavadoras (tanto se é a espécie alvo como se não é). Se se enterra em ângulo para o exterior pode melhorar-se a eficácia já que o animal que tente escavar encontrará antes o obstáculo (Day & MacGibbon, 2002).

Cercados

Uma saliência para o exterior, com uma inclinação de uns 45° dificulta o salto e a escalada (Robley *et al.*, 2003)

As vedações podem ser muito eficazes para qualquer espécie, se o desenho se faz adequadamente, Alguns modelos comerciais incluem lâminas metálicas com rebordes pregados e saliências em malha e postes flexíveis (Day & MacGibbon, 2002). Estas estruturas impedem que os animais possam ultrapassar a vedação ao não lhes proporcionar nenhum ponto de apoio firme.

As esquinas dos cercados devem apresentar ângulos superiores a 120°, já que muitas espécies podem apoiar-se num dos lados e enganchar-se na parte superior do lado contíguo (Day & MacGibbon, 2002).

Para serpentes arborícolas foram usadas vedações, em algumas ocasiões associadas a armadilhas que as capturam quando trepam por elas. No caso da Serpente-arborícola-café *Boiga irregularis* desenharam-se as armadilhas que favorecem a captura das serpentes quando trepam por elas. Para isso, a vegetação dos arredores deve eliminar-se (Engeman *et al.* 1997). Foram usadas vedações de 1-1,5 m de altura com uma malha inferior a 8 mm para criar parcelas onde se eliminassem as serpentes (Rodda & Fritts, 1991).

O método mais eficaz para controlar o Habu no Japão foram as vedações em *nylon* de 9 mm de malha de 70 cm de altura e inclinado 60° (Nishimura, 1999). Foram realizadas vedações semelhantes para outras espécies, consistentes na malha, de 90-100 cm de altura com uma saliência de 30 cm e uma malha de 6 mm, enterrada 15 cm e inclinada 60° para o lado da exclusão (Byford, 1994; Howard, 1994; TWDMS, 1998h). Estes métodos não resultaram para *B. irregularis* que trepa muito bem (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999).

Para impedir a entrada de ratazanas a partir do recinto portuário em Frégate Island, desenhou-se uma vedação de 110 cm de altura, com cimento armado, malha metálica de 8x43 mm, uma chapa de 30 cm na parte superior, para dificultar a escalada e, como remate, um tubo de 11 cm de diâmetro aberto longitudinalmente e inserido na parte superior (Merton *et al.*, 2002).

Para excluir vertebrados voadores usam-se redes com filamentos de *nylon* ou de arame. Estas colocam-se tanto sobre os recursos que se pretendem proteger (pomares, por exemplo), como sobre os locais preferidos como locais de poiso, fonte de alimento ou água, de modo que se impeça a presença de espécies invasoras ou se reduzam os recursos disponíveis para elas.

A redes usam-se para excluir todo o tipo de aves e de morcegos (Wong, 2000; Waples, 2001; Austrop, 2002b; Temby, 2002; Transport Canada, 2002). Os arames ou fios de *nylon* devem ser o menos visíveis possível. Dispõem-se em linhas paralelas separadas até 12 e 25 m a uma altura máxima de 1 m da superfície (Amling, 1980; Solman, 1994; Temby, 2002; Transport Canada, 2002).

[Xcluder](http://www.xcluder.co.nz)™ fabrica e comercializa vedações mecânicas que demonstraram ser impermeáveis com todas as espécies testadas, com um custo semelhante a uma vedação electrificada e com maior efectividade (Clapperton & Day, 2001). Na sua página web (www.xcluder.co.nz) podem ver-se desenhos das vedações, o que pode trazer ideias para melhorar vedações já existentes.

3.11.2.2 Vedações eléctricas

Descrição

Potencialmente podem construir-se vedações eléctricas para todos os tipos de vertebrados não voadores, até para roedores (Savory, 1991). No entanto, alguns animais podem trepar por uma vedação electrificada entre dois pulsos de corrente ou suportar a descarga quando se encontram fortemente motivados (Day & MacGibbon, 2002).

Cercados

As vedações e arames electrificados podem ser úteis por si mesmos ou em combinação com vedações convencionais (Acorn, 1993; 1997). Acrescentar um fio eléctrico na borda superior de uma vedação convencional exclui eficazmente os gatos (Land Protection, 2002e).

Os arames de uma vedação podem estar todos electrificados ou alternar os que levam corrente com os que estão ligados à terra. Uma vedação eléctrica funciona como um circuito aberto pelo qual se enviam pulsos eléctricos de frequência diferente. Para que a corrente flua deve fechar-se o circuito, ou seja, pelo menos um dos cabos deve ligar-se à terra. O choque máximo produz-se se o animal toca ao mesmo tempo num arame carregado e noutra de terra. Quanto mais próximo de uma tomada de terra está o animal, mais intenso será o choque, pelo que se recomenda ligar à terra com a maior frequência possível. Se um animal só toca num cabo carregado enquanto permanece em contacto com o solo, o choque é mais pequeno devido a que a condutividade do solo, embora variável, é menor que a do cabo. O contacto de outros objectos pode fechar total ou parcialmente o circuito, o que reduz a voltagem e a efectividade do choque (deCalesta, 1983; Acorn, 1993; 1997).

As portas podem fazer-se com arames condutores (Acorn, 1993) ou com portas rígidas que permitem a continuidade do circuito eléctrico embora se abra a porta, já que este contém uma ligação subterrânea (deCalesta, 1983).

Para excluir serpentes arborícolas, usou-se uma banda metálica de 5 cm electrificada, para melhorar a probabilidade de contacto (Perry *et al.*, 1998). Também se usam séries de 5 cabos com 3,7 a 5 kV de corrente acoplados a vedações, embora se deva prestar atenção para que as descargas não sejam letais, já que as serpentes mortas fariam curto-circuito (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999; Rodda *et al.*, 1999a).

As vedações eléctricas letais são muito mais eficazes para excluir roedores que as vedações não letais. Também, embora a diferença seja menor, é mais eficaz que o envenenamento, se bem que este seja menos dispendioso (Ahmed & Fiedler, 2002).

Existem vedações electrificadas em que a corrente circula por painéis de malha em lugar de por arames; o animal fica curto-circuitado quando toca dois desses painéis carregados com distinto sinal. [TransGard](#) comercializa um sistema de módulos para cercar pequenas superfícies, mas não é adequado para o tipo de cercados que podem ter utilidade nos nossos casos.

Vantagens

A electrificação de uma vedação supõe uma poupança de reforços de outro tipo, dependendo da espécie alvo.

Inconvenientes

Exige manutenção para impedir curtos-circuitos e quebras de tensão devidos à vegetação ou a objectos estranhos. Algumas vedações mecânicas podem ser mais eficazes para determinadas espécies (Clapperton & Day, 2001).

3.11.2.3 Portas

Existem dispositivos que permitem a passagem de animais de um lado para o outro de um cercado e que podem servir tanto para que as espécies alvo acedam ao interior de cercados de captura como para que possam sair de cercados de exclusão.

Cercados

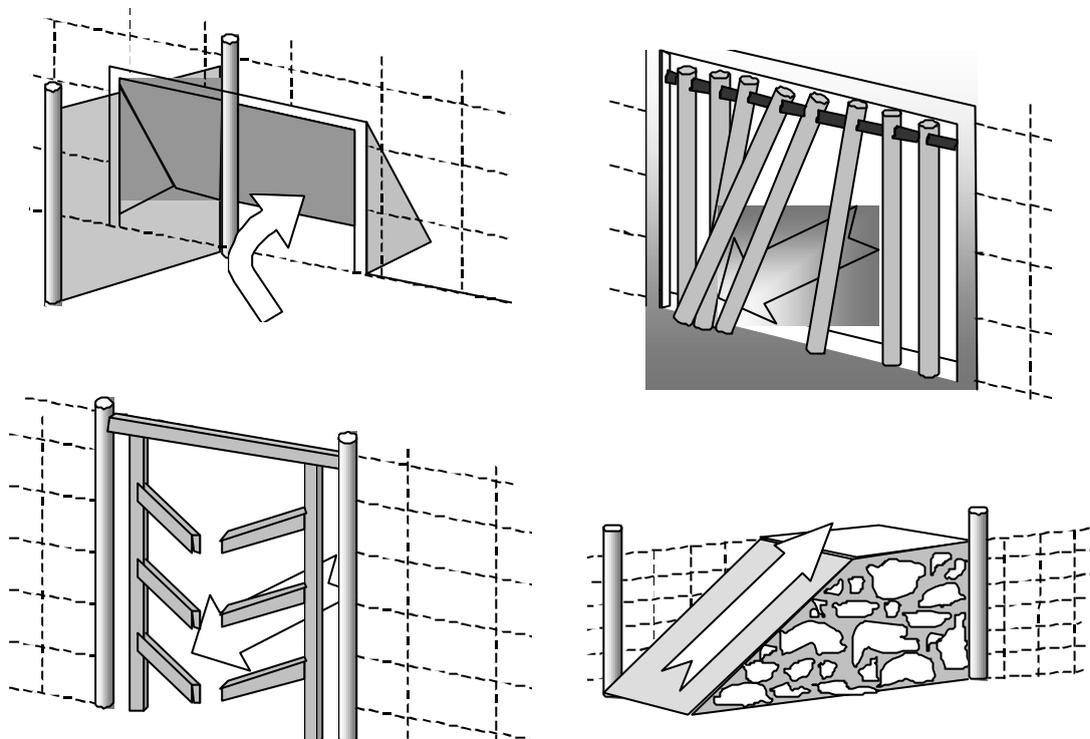


Fig. 3.11.1. Tipos de saídas num só sentido para cercados

Muitas destas medidas foram desenvolvidas para facilitar a saída de animais em vias de comunicação (ver por exemplo, Velasco *et al.*, 1995; Rosell & Velasco, 1999).

Uma vez construída a vedação, graças a estas estruturas podem expulsar-se os animais do interior, em complemento a diversos sistemas de captura ou de eliminação. Assim, uma porta de sentido único, permite que os animais saiam para o exterior espontaneamente ou fugindo de uma batida. Várias destas portas foram descritas como entradas em armadilhas de captura múltipla, mas descrevem-se também aqui.

- Portinholas de um só sentido, que voltam a fechar-se com a gravidade (em cima, à esquerda)
- Cortinas de varetas que basculam apenas para um lado e voltam à posição original pela gravidade (em cima, à direita)
- Portas com barras oblíquas que abrem para um dos lados cedendo quando empurradas, mas que voltam à sua posição original (através de uma mola ou por elasticidade) (em baixo, à esquerda) (ver também www.tc.gc.ca/AviationCivile/Aerodrome/ControleFaune/Cerfs/6c.htm ou www.tc.gc.ca/CivilAviation/Aerodrome/WildlifeControl/Deer/6c.htm)
- Rampas inclinadas para um lado e cortadas para o outro (em baixo, à direita).

Repelentes

3.12 REPELENTES

3.12.1 Princípios gerais

O uso de repelentes tem mais possibilidade de ser aceite pelo público em geral que os métodos letais (Liss, 1995). No entanto, apenas são recomendáveis para evitar impactos pontuais em locais conflictivos, tanto se a espécie em questão não levanta outro tipo de problemas como se faz num quadro de controlo por diferentes técnicas.

Avery (1995) recomenda o uso de estímulos sensoriais diferentes como repelentes, em particular aqueles sinais que potenciam a detecção, discriminação e memorização dos estímulos negativos, os quais se obtêm, entre outros, através de estímulos novos, contrastantes e capazes de potenciar a acção de outro repelente.

Os repelentes químicos usaram-se contra aves (Bourne, 2001a; c), roedores (Martell, 1985, Lazarus, 1989; Timm, 1994), insectívoros (Morgan & Stone, 1989) e ungulados (Timm, 1994). Só são úteis para obter resultados locais e deveriam complementar-se com outras medidas.

3.12.2 Descrição

3.12.2.1 4-Aminopiridina

4-Aminopiridina (Fampridina-SR) usa-se em seres humanos para melhorar a transmissão nervosa em nervos danificados. No nosso caso, Avitrol® é um repelente de aves cujo consumo produz vocalizações e atitudes de alarme que afugentam outras aves (Bourne, 2001a, c). Trata-se de um produto registado de uso restrito na União Europeia (Jacobs, 1994). Embora a sua utilidade imediata seja como repelente, é frequente que ocorra certa mortalidade.

O risco de intoxicação secundária parece ser inexistente tanto para aves como para mamíferos (Schaffer *et al.*, sem data).

Um problema do Avitrol é que os chamamentos de alarme não são específicos e afugentam outras aves, até afastadas filogeneticamente (B. Peirce, *in litt.* 2003).

Pode utilizar-se contra invasoras em lugares onde se pretenda excluí-las. Por exemplo: em lixeiras, para impedir o acesso de gaivotas ao alimento; em hospitais, escolas, zonas residenciais, para impedir doenças. Deve acompanhar-se com medidas de redução das populações para impedir que se transfira o problema.

3.12.2.2 Atractivos para predadores

Os odores dos predadores podem ser repelentes para as suas presas (Swihart *et al.* 1995; Tobin *et al.*, 1995). Os ensaios de laboratório podem resultar negativos enquanto que no campo podem ser positivos, talvez por um factor de familiaridade (Tobin *et al.*, 1995).

Determinados odores atractivos para os predadores, como os ácidos gordos e o ovo podre, tornam-se repelentes para ungulados e roedores (Timm, 1994).

3.12.2.3 Outros repelentes

A cinamamida é um repelente para mamíferos e aves que causa aversão tanto ao ingeri-lo como depois, pelo que os animais aprendem a evitá-lo (Gill *et al.*, 1995).

Repelentes

O antranilato de metilo é um aroma artificial com sabor a uva, inócuo para os mamíferos, utilizado como repelente de aves em particular de anatídeos em campos de herbáceas e em pradarias (Cleary, 1994; Cummings *et al.*, 1998; Cleary & Dolbeer, 1999; French & Parkhurst, 2001). Ao contrário, nalguns campos cultivados afectados por passeriformes não era efectivo (Umeda & Sullivan, 2001).

A antraquinona é um repelente para aves tanto no tratamento de sementes como de pastos. As aves que o consomem sentem depois aversão pelo produto (Avery *et al.*, 1998; Dolbeer *et al.*, 1998; Blackwell *et al.*, 1999; Cleary & Dolbeer, 1999). Comercializa-se como produto fitosanitário, formulado por exemplo, pela Bayer em pó a 25 %. O antranilato de metilo também é eficaz como repelente, pelo menos para algumas aves (Belant *et al.*, 1995; 1996; 1997)

A capsaicina é um produto irritante presente nas malaguetas que se torna repelente para numerosos mamíferos, principalmente roedores, ungulados, lagomorfos e carnívoros (Timm, 1994).

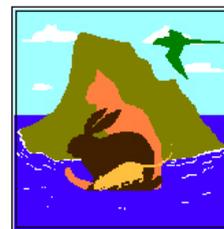
Vários produtos desenvolvidos inicialmente como fungicidas resultaram bons repelentes contra ungulados, roedores e lagomorfos. Entre estes encontram-se o thiram e o ziram (Timm, 1994).

www.avitrol.com/

Manual prático para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.13 OUTROS MEIOS AUXILIARES

3.13.1 Princípios gerais

Nesta ficha descrevem-se diversas técnicas que permitem melhorar a efectividade dos métodos explicados anteriormente. Tratam-se num capítulo diferente dado que podem ser usadas em combinação com vários métodos, por vezes com fins diferentes.

3.13.2 Descrição

3.13.2.1 Cães

Graças ao seu olfacto, os cães são úteis em diversas tarefas. Normalmente, utilizam-se para localizar as presas, para acozá-las ou para as caçar. Com efeito, foram usados para localizar ouriços em meios difíceis, para caçar musaranhos, para localizar e acoçar cabras assilvestradas e outros ungulados, ou para localizar esquilos terrestres. Podem usar-se para afugentar gaivotas-de-patas-amarelas para que não se instalem nas colónias de criação ou para que não frequentem as áreas de alimentação. De facto, utilizam-se para afugentar aves dos aeroportos (Cleary & Dolbeer, 1999).

O uso de cães, inclusivamente não treinados, pode ser de utilidade para a recuperação de cadáveres. Os cães detectam eficazmente os cadáveres, até os de pequeno tamanho (Homan *et al.* 2001). Isto é muito conveniente quando se quer recuperar os corpos dos animais envenenados, para impedir o seu consumo accidental por necrófagos.

3.13.2.2 Aeronaves

Podem usar-se para localizar animais, empurrá-los para cercados, ou para abatê-los a tiro. Também se utilizam para lançar iscos envenenados. Normalmente, usam-se helicópteros, mas em determinados casos podem usar-se ultra-ligeiros, que têm a vantagens de poderem ser silenciosos a planar (mas muito ruidosos na marcha) e de serem muito mais económicos.

3.13.2.3 Batidas

A batida é um método de caça em muitos lugares. Pode efectuar-se com a ajuda de cães ou de veículos, mas com frequência pode efectuar-se apenas com pessoas (batedores), a pé ou montadas. Pode usar-se tanto para conduzir os animais (normalmente ungulados) até uma linha de atiradores ou para um cercado empurrando-os para vedações de intercepção.

Há que considerar o comportamento diferente das espécies em relação aos batedores. Por exemplo, Kessler (2002) menciona que as cabras assilvestradas tendem a rodear os batedores enquanto que os porcos selvagens tentam atravessar a linha de batida.

3.13.2.4 Mecanismos de sujeição

Para submeter os animais quando estão encurralados ou capturados numa armadilha e podê-los manejar, usam-se frequentemente ferramentas para evitar danos ao animal e riscos ao operador.

Outros meios auxiliares

Entre estes, são especialmente úteis os laços manejados com uma vara. Em Maiorca, as cabras capturam-se tradicionalmente com Cão e laço. Também se usam para controlar cães ou outros animais perigosos. O sistema mais elaborado consiste numa vara oca pela qual corre um cabo preso num extremo do tubo e se puxa do outro para fechar o laço. Este é um sistema habitual para capturar lagartos e outros répteis que se deixam aproximar até uma distância de segurança relativamente curta (Franz *et al.*, 1993; Boone, em prep.).

Também se usam pinças operadas à distância, tanto para mamíferos de médio porte como para serpentes. Para estas últimas, um gancho no extremo de uma vara pode ser de grande utilidade para tirá-las de esconderijos ou da água. Engeman (1998) recomenda o uso de uma forquilha com braços de 10 a 15 cm de comprimento no extremo de uma vara de 1 a 1,5 m para apanhar serpentes arborícolas, e enrolá-las como esparguete num garfo.

Neste capítulo também se podem incluir os camaroeiros ou redes de mão. Estes são redes cónicas de pequeno tamanho no extremo de uma vara que permitem retirar peixes, anfíbios e cobras de água. Também se podem utilizar para capturar animais pequenos ou médios dentro de uma jaula ou num cercado.

Várias empresas, por exemplo a Tomahawk, comercializam tanto [laços](#) como [pinças](#) e [ganchos](#). Os camaroeiros também se vendem em comércio dedicados à pesca. No entanto, os camaroeiros e os laços com vara, ou os ganchos, podem fabricar-se para cada caso concreto com as medidas que se necessitem e com materiais e meios fáceis de adquirir.

3.13.2.5 Focos

Os focos já foram descritos como método para aumentar as oportunidades de tiro sobre as espécies nocturnas.

Também se podem usar para a captura manual de anfíbios (RIC, 1998b; DoC, 2002a) e de peixes (Cooper, 1995). Em Uist (Escócia), usam-se na captura de ouriços (Uist Wader Project, 2002c). Um foco com um quadro que atraia insectos é um bom isco para capturar sapos em armadilhas-poço instaladas debaixo (Moller, 1994).

***Manual prático para o manejo de vertebrados
invasores nas ilhas de Espanha e Portugal***



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



4 REFERÊNCIAS

Manual práctico para o manejo de vertebrados invasores nas ilhas de Espanha e Portugal



Projecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



A

ABC. (Sin fecha). Keeping cats indoors isn't just for the birds! www.abcbirds.org/cats/brochure/brochure.htm

ABC. 1997. Resolution on free-roaming cats. www.abcbirds.org/cats/resolution.pdf

ACA, 2003a. Understanding cats and predation. www.alleycat.org/pdf/understanding.pdf

ACA. 2003b. Feral Colony Management and Control: Facts and Myths about Feral Cats and Wildlife Predation. www.alleycat.org/ic_fs_myths.html

Acorn, R.C. 1993. Using electric fences to protect stored hay from elk and deer. *Agrifacts, Agdex 684-17*. 5 pp. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/684-17.pdf

Acorn, R.C. 1997. Protecting livestock from predation with electric fences. *Agrifacts, Agdex 684-7*. 4 pp. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex888/\\$file/684-7.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex888/$file/684-7.pdf)

Adams, M.J., C.A. Pearl & R.B. Bury. 2003 Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters*, **6** (4): 343

Aguilar, J.S., G.A. Fernández-Alcázar & J. Mayol. ca.1993. Dinámica de la población de *Larus cachinnans michaellis* en las islas Baleares y medidas de control. Inédito.

Ahlstrand, G.M. 1980. The status of Barbary sheep in National Parks. Pp. 19 in: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas.

Ahmed, M.S. & L.A. Fiedler. 2002. A comparison of four rodent control methods in Philippine experimental rice fields. *International Biodeterioration & Biodegradation* **49**: 125-132. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/02pubs/ahme021.pdf

Alcover, J.A. 2002. *Atelerix algirus* (Lereboullet, 1842). In L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU: 58-61.

Alcover, J.A. & P. Bover. 2002. Paleontología, espeleología y ciencias del karst en Baleares. *Boletín SEDECK*, **3**: 92-105.

Alford, R.A. & S.J. Richards. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**:133-165.

Algar, D.A., A.A. Burbidge & G.J. Angus. 2002. Cat eradication on Hermite Island, Montebello Islands, Western Australia. Pp. 14-18 in C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Allen, M. (directora) 2003. Evaluation of the effectiveness and efficiency of the wild dog control program in Western Australia. Wild Dog Evaluation Panel / Agriculture Protection Board of Western Australia www.agric.wa.gov.au/agency/pubns/wdcp/wdcp_final.pdf

Alterio, N., K. Brown & H. Moller 1997. Secondary poisoning of mustelids in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Journal of Zoology, London*, **243**: 863-869.

Referencias

- Álvarez, G. 1992. Conservation programme for Audouin's gull in the Chafarinas Islands. Avocetta, **16**: 63-66.
- Álvarez-Castañeda, S.T. & A. Ortega-Rubio. 2003. Current status of rodents on islands in the Gulf of California. Biological Conservation, **109** (2): 157-163
- Amling, W. 1980. Exclusion of gulls from reservoirs in Orange County, California. Pp. 9-30 in J. P. Clark (Ed.), Proceedings Ninth Vertebrate Pest Conference. March 4-6, 1980, Fresno, California.
- Amori, G. & L. Lapini. 1997. Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina **XXVII**: 249-267.
- Andelt, W. F. 1993. Trapping depredating coyotes. Cooperative Extension Bulletin, Colorado State University, Fort Collins. 4pp.
- Andelt, W.F. & T.P. Woolley. 1996. Responses of urban mammals to odor attractants and a bait-dispersing device. Wildlife Society Bulletin, **24** (1): 111-118.
- Andreotti, A., N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi & V. Guberti. 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quaderni di Conservazione della Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Anónimo. 1999. Ku-ring-gai Flying-fox reserve management plan. www.sydneybats.org.au/PDF/FlyfoxResManPlan.pdf
- Anónimo. 2000. Llista vermella dels peixos de les Balears. Conselleria de Medi Ambient i Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears. Palma.
- Anónimo. 2001. Recent Freshwater Fish Eradications. Mosquito Fish reported in Alice Springs www.nt.gov.au/dbird/dpif/fisheries/environment/pestman/apm_recent.shtml#fresh
- Applegate, V.C., J.H. Howell, J.W. Moffett, B.G.H. Johnson M.A. Smith. 1961. Use of 3-trifluormethyl-4-nitrophenol as a selective sea lamprey larvicide. Technical Report 1. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 35 pp. www.glfsc.org/pubs/TechReports/Tr01.pdf
- Apps, P. 1984. Cats on Dassen Island. Acta Zool. Fennica, **172**: 115-116.
- Aranda, Y., J. Criado, J.F. Orueta, G.G. Tapia & T. Gómez. 1992. Estudio y control de dos poblaciones de especies alóctonas, rata (*Rattus rattus*) y conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en las Islas Chafarinas. Caracterización de la vegetación y seguimiento. ICONA. Inédito.
- Aranda, Y. & J.F. Orueta. 1995. Incidencia de una población de ciervos (*Cervus elaphus*, L.) en la regeneración de especies leñosas en un ecosistema mediterráneo. II Jornadas Nacionales sobre Conservación y Estudio de Mamíferos, Soria. Resúmenes: 5.
- Aranda, Y., J.F. Orueta & P. Fandos. 1995. Análisis de la selección de escodaderos por parte del Ciervo (*Cervus elaphus*) en ambiente mediterráneo. Ecología, **9**: 395-401.
- Aranda, Y., J.F. Orueta & P. Fandos. 1996. Influencia de la caza sobre la estima de la densidad, mediante el transecto lineal, en una población mediterránea de ciervo (*Cervus elaphus*). Gibier Faune Sauvage-Game and Wildlife, **13**: 231-246.
- Ardura, E. & P. Calabuig. 1993. Depredación de pequeños procelariformes y control de gatos asilvestrados en el islote de Lobos. Gobierno de Canarias. Informe inédito.
- Areces, J.J. 2003. Directrices internacionales sobre exóticos invasoras. Desarrollo del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. 17.

Referencias

Armstrong, W.E. 1998. White-tailed deer competition with goats, sheep, cattle and exotic wildlife. Wildlife management handbook. Publications of the Texas Agricultural Extension Service.

Askham, L.R. 1994. Franklin, Richardson, Columbian, Washington, and Townsend Ground Squirrels. Pp. B159-164. in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/rodents/ro_b159.pdf

Ataria, J.M., M. Wickstrom, D. Arthur & C.T. Eason 2000. Biochemical and histopathological changes induced by sodium monofluoroacetate (1080) in mallard ducks. New Zealand Plant Protection, **53**: 293-298
www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/00/00_293.pdf

Atkinson, I. A. E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. En: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3: 35-81.

Atkinson, I. A. E. & T.J. Atkinson. 2000. Land vertebrates as invasive species on islands served by the South Pacific Regional Environment Programme. Pp. 19-84 in G. Sherley (ed) Invasive Species in the Pacific: A Technical Review and Draft Regional Strategy. South Pacific Regional Environment Programme, Samoa.

Atkinson, I.A.E. & H. Moller. 1990. Kiore. In King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland. Pp.: 175-192.

AUSTROP. 2002a. Spectacled flying fox population threatened
www.austrop.org.au/fox_threats.html

AUSTROP. 2002b. Flying fox protection. www.austrop.org.au/fox_protection.html

Avery, M.L. 1995. Repellents: Integrating sensory modalities. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 11-17.

Avery, M.L. 2003. Avian repellents. Pages 1-8 in J. R. Plimmer, D. W. Gammon and N. N. Ragsdale, editors. Encyclopedia of agrochemicals. John Wiley & Sons.
www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/03pubs/aver031.pdf

Avery, M.L., E.C. Greiner, J.R. Lindsay, J.R. Newman & S. Pruett-Jones. 2002. Monk parakeet management at electric utility facilities in south Florida. Proceedings: Vertebrate Pest Conference 20:140-145. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/02pubs/aver024.pdf

Avery, M.L., J. S. Humphrey, T. M. Primus, D. G. Decker & A. P. McGrane. 1998. Anthraquinone protects rice seed from birds. Crop Protection, **17** (3): 225-230.
www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-3.pdf

B

Baccetti, N. M. Spagnesi & M. Zenatello. 1997. Storia recente delle specie ornamentiche introdotte in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 299-316.

Baigent-Mercer, D. 2002. Hedgehogs eating birds' eggs, native insects and lizards. Forest & Birds, Noviembre, 2002.

Baines, C. 1995. Urban areas. Pp. 362-380 in W.J. Sutherland & D.A. Hill Managing habitats for conservation. Cambridge University Press.

Referencias

- Baker, P.J., R.J. Ansell, P.A. Dodds, C.E. Webber & S. Harris. 2003. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. Mammal Review **33** (1), 95-100.
- Barlow, N.D. 2000. The ecological challenge of immunocontraception: editor's introduction. Journal of Applied Ecology, **37**: 897-902.
- Barr, J. J., P.W.W. Lurz, M.D.F. Shirley & S.P. Rushton. 2002. Evaluation of immunocontraception as a publicly acceptable form of vertebrate pest species control: the introduced grey squirrel in Britain as an example. Environmental Management, **3**: 342-351.
- Barratt, D. 1994. Using theory and scientific experience to assess the impact of house-based domestic cats *Felis catus* (L.) on prey populations and prey community structure. Urban animal management conference proceedings – Canberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/barratt.htm
- Barratt, B.I.P., C.M. Ferguson, A.C.G. Heath, A.A. Evans & R.A.S. Logan. 1998. Can insects transmit Rabbit haemorrhagic disease virus? Proc. 51st N.Z. Plant Protection Conf. 1998: 245-250 www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/98/98_245.pdf
- Barret, R.H. 1980. History of the Hearst Ranch Barbary sheep herd. Pp. 46-50 in: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas.
- Barret, R.H. & G.H. Birmingham. 1994. Pp. D65-70 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/mammals/mam_d65.pdf
- Barron, B. 2002. Wakatipu Judas Goat Programme. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp 52-53.
- Beaufort, F. 1991. Mammals of Europe. Status and repartition. Mapping. Societas Europaea Mammalogica. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris. 62 pp.
- Becker, J. 2000. Wirksamkeit des Einsatzes von Falken und anderen Greifvögeln zur Vogelvergrämung auf Flughäfen. Vogel und Luftverkehr, **20**: 26-36.
- Bédard, J., A. Nadeau & M. Lepage. 1999. Double-crested cormorant culling in the St. Lawrence river estuary: Results of a 5-year program. Symposium on Double-crested Cormorants: Population Status and Management Issues in the Midwest. USDA Tech. Bull. **1879**: 147-154.
- Belant, J. L., S. W. Gabrey, R. A. Dolbeer y T. W. Seamans. 1995. Methyl anthranilate formulations repel gulls and mallards from water. Crop Protection **14**:171-175.
- Belant, J. L. & T.W. Seamans. 1999. Alpha-chloralose immobilization of rock doves in Ohio. Journal of Wildlife Diseases **35**(2): 239-242. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-6.pdf
- Belant, J. L., T. W. Seamans, R. A. Dolbeer, & P. P. Woronecki. 1997. Evaluation of methyl anthranilate as a woodpecker repellent. International Journal of Pest Management **43**:59-62.
- Belant, J. L., T.W. Seamans, L. A. Tyson & S. K. Ickes. 1996. Repellency of methyl anthranilate to pre-exposed and naive Canada geese. Journal Wildlife Management, **60**: 923-928.
- Belant, J.L., L.A. Tyson & T.W. Seamans. 1999. Use of alpha-chloralose by the Wildlife Services program to capture nuisance birds. Wildlife Society Bulletin **27**(4): 938-942. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-7.pdf

Referencias

- Bell, B.D. 1995. The effects of goats and rabbits on breeding seabirds: methods of eradication and control. Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural) Sup. 4: 83-95.
- Bell, B.D. 2002. The eradication of alien mammals from five offshore islands, Mauritius, Indian Ocean. Pp: 40-45 In C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bell, B.D. & E. A. Bell. 1997. Habitat restoration: Deserta Grande, Madeira. Eradication of non-native mammals, September - December 1996. Wildlife Management International- Parque Natural da Madeira. Inédito.
- Bell, E., P. Bell & K. Lomax. 1997. Habitat restoration: Ilhéu da Praia, Graciosa, Azores, Portugal. Eradication of rabbits, September, 1997. Wildlife Management International- Direcção Regional do Ambiente. Açores. Inédito, 21 pp.
- Bell, E., P. Bell & K. Lomax. 1998. Habitat restoration: Deserta Grande, Madeira, Portugal. Monitoring visit, September, 1997. Wildlife Management International- Parque Natural da Madeira. Inédito, 13 pp.
- Beltrán, J.F., M. Delibes & J.R. Rau. 1991. Methods of censusing red fox (*Vulpes vulpes*) populations. Hystrix, 3 (ns):199-214.
- Benjamini, L. 1985. Immunosuppressants as potential rodent control agents Acta Zoologica Fennica, 173: 175-177.
- Berchielli, L.T. & B.F. Tullar. 1980. Comparison of a leg snare with a standard leg-gripping trap. New York Fish and Game Journal, 27 (1):63-71.
- Bermejo, A., R. Moreno-Opo & B. Molina. 2000. Expansión y distribución actual del bengalí rojo (*Amandava amandava*) en la Comunidad de Madrid. Anuario Ornitológico de Madrid 1999: 48-63.
- Bills, T.D. & D.A. Johnson. 1992. Effect of pH on the toxicity of TFM to sea lamprey larvae and nontarget species during a stream treatment. Technical Report 57. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. p. 7-20.
- Bills, T. D., D. A. Johnson & J. H. Selgeby. 1992. Effect of a lampricide treatment on ruffe and other nontarget fish in the Brule River, Brule, Wisconsin, Phase (2). Special report, National Fisheries Research Center, La Crosse, Wisconsin.
- Birks, J.D.S. & I.J. Linn. 1982. Studies of home range of the feral mink, *Mustela vison*. Symposia of the Zoological Society of London, 49: 231-257.
- Blackburn, T.M. & R.P. Duncan. 2001. Establishment patterns of exotic birds are constrained by non-random patterns in introduction. Journal of Biogeography, 28 (7): 927-939.
- Blackwell, B. F., T. W. Seamans & R.A. Dolbeer. 1999. Plant growth regulator enhances repellency of anthraquinone formulation to Canada geese. Journal of Wildlife Management, 63: 1336-1343.
- Blackwell, B.F., T.W. Seamans, D. A. Helon & R. A. Dolbeer. 2000. Early loss of herring gull clutches after egg-oiling. Wildlife Society Bulletin 28 (1): 70-75. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/00pubs/00-9.pdf
- Blanc, F. 1992. Características genéticas de las poblaciones de la perdiz roja *Alectoris rufa*. La perdiz roja. Gestión del hábitat. Fundación La Caixa
- Blokpoel, H. & R. M. G. Hamilton. 1989. Effects of applying white mineral oil to chicken and gull eggs. Wildlife Society Bulletin 17: 435-441.

Referencias

- Blondel, J. 1995. Biogéographie. Approche écologique et évolutive. Masson, Paris. 297 pp.
- Bogges, E.K.. 1994. Raccoons. Pp. C101-108 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/carnivor/ca_c101.pdf
- Boltani, L., F. Francisci, P. Ciucci & G. Andreoli. 1991. A radio-tracking study of feral dogs in Italy. 1st European Congress of Mammalogy, Lisboa, Portugal. Proceedings: 92.
- Bond, E.J. 1984. Manual of fumigation for insect control. FAO Plant Production and Protection Paper 54.
- Boone, J.L. Em prep. Susceptibility of reptiles at Yucca Mountain, Nevada, to capture using three sampling methods: noosing, pitfall traps, and funnel traps members.aol.com/jlboone/papers/YM/ym_herps/catch.htm
- Boonman, J. 1998. Euthanasia of reptiles and amphibians. Lacerta, **56** (4)
- Booth, L.H, C.T. Eason & E.B. Spurr. 2001. Literature review of the acute toxicity and persistence of brodifacoum to invertebrates. Science for Conservation **177**: 1-9.
- Booth, T.W. 1994. Bird dispersal techniques. Pp. E19-24 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e19.pdf
- Bosch, M., D. Oro & X. Ruiz. 1994. Dependence of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two western Mediterranean colonies. Avocetta, **18**: 135-139.
- Bourgeois, K., E. Vidal, C.M. Suehs, F. Médail. 2003. Invasions biologiques et mutualisme entre espèces exotiques : le cas des mammifères introduits et des *Carpobrotus* sur les îles d'Hyères. Journées Francophones de Conservation de la Biodiversité - UCBL Villeurbanne 22-25 avril 2003.
- Bourne, J. 2001a. House sparrows and their control. Agri-facts, Agdex 685-8. 4 pp. Alberta agriculture, food and rural development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex3498/\\$file/685-8.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex3498/$file/685-8.pdf)
- Bourne, J. 2001b. An improved magpie trap. Agri-facts, Agdex 685-3. 3 pp. Alberta agriculture, food and rural development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex3496/\\$file/685-3.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex3496/$file/685-3.pdf)
- Bourne, J. 2001c. Starlings and their control. Agri-facts, Agdex 685-6. 5 pp. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex729/\\$file/685-6.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex729/$file/685-6.pdf)
- Bover, P. & J.A. Alcover. 2003. Understanding Late Quaternary extinctions: the case of *Myotragus balearicus* (Bate, 1909). Journal of Biogeography **30** (5): 771-781.
- Bradford, D.F., F. Tabatabai & D.M. Graber. 1993. Isolation of remaining populations of the native frog, *Rana muscosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. Conservation Biology, **7** (4): 882-888.
- Bradley, M.P., L.A. Hinds & P.H. Bird. 1997. A bait-delivered immunocontraceptive vaccine for the European red fox (*Vulpes vulpes*) by the year 2002? Reproduction, Fertility and Development, **9**: 111-116.
- Bravo, C. & F. Bueno. 1992. Nuevos datos sobre la distribución del visón americano (*Mustela vison* Schreber) en España Central. Ecología, **6**: 161-164.

Referencias

- Bromley, C. & E.M. Gese. 2001a. Effects of sterilization on territory fidelity and maintenance, pair bonds, and survival rates of free-ranging coyotes. *Canadian Journal of Zoology* 79:386-392. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-6.pdf
- Bromley, C. & E.M. Gese. 2001b. Surgical sterilization as a method of reducing coyote predation on domestic sheep. *Journal of Wildlife Management* 65(3):510-519. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-7.pdf
- Brooks, J. E., P. J. Savarie & J.J. Johnston. 1998a. The oral and dermal toxicity of selected chemicals to brown tree snakes (*Boiga irregularis*). *Wildlife Research* 25: 427-435. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-12.pdf
- Brooks, J. E., Savarie P. J. & R.L. Bruggers. 1998b. The toxicity of commercial insecticide aerosol formulations to brown tree snakes. *Snake*, 28: 23-27. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-107.pdf
- Brooks, J.E., P.J. Savarie, J.J. Johnston & R.L. Bruggers. 1998c. Toxicity of pyrethrin/pyrethroid fogger products to brown tree snakes, *Boiga irregularis*, in cargo containers. *Snake*, 28: 33-36. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-106.pdf
- Brown, K.P. 1997. Impact of brodifacoum poisoning operations on South Islands Robins *Petroica australis australis* in New Zealand *Nothofagus* forest. *Bird Conservation International*, 7: 399-407.
- Brown, K.P., N. Alterio & H. Moller 1998. Secondary poisoning of stoats (*Mustela erminea*) at low mouse (*Mus musculus*) abundance in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Wildlife Research*, 25: 419 - 426.
- Brown, P.R. & G. L. Jenkins. 1999. Non-target mortalities during aerial strychnine baiting of house mice. *Wildlife Research*, 26: 117-128
- Bruggers, R., E. Rodrigues & M. E. Zaccagnini. 1998. Planning for bird pest problem resolution: a case study. *International Biodeterioration and Biodegradation* 42:173-184.
- Bub, H. 1978. *Vogelfang und Vogelberingung*. Ed. A. Ziemsen Verlag. (English translation: F. Hamerstrom & K. Wuertz-Schaefer. 1991. *Bird trapping and banding: a handbook for trapping methods all over the world*. Cornell University Press) 330 pp.
- Bucher, E. H & L. F. Martin. 1987. Los nidos de cotorras (*Myiopsitta monachus*) como causa de problemas en líneas de transmisión eléctrica. *Vida Silvestre Neotropical* 1: 50-51.
- Bueno, F. & C. Bravo. 1990. Distribución y hábitat del visón americano (*Mustela vison* Schreber) en el Sistema Central. *Doñana, Acta Vertebrata*, 17: 165-171.
- Bueno, F. & C. Bravo. 1997. El visón americano (*Mustela vison* Schreber) en el centro de España. Evolución del área ocupada. *III españolas de conservación y estudio de Mamíferos*, Castelló de Ampuries, Girona: 15.
- Bullock, D.J., S.G. North, M.E. Dulloo & M. Thorsen. 2002. The impact of rabbit and goat eradication on the ecology of Round Island, Mauritius. Pp. 53-63 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) *Turning the tide: the eradication of invasives species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Burch, G.C. 2002. Juvenile dispersal in *Peromyscus boylii*. In J. Latto, M. Orr, M. Desai & J. Remais (eds) *The Environment: Studies of Ecological Interconnections*. Senior Research Seminar. Environmental Sciences Group Major. University of California at Berkeley. California
- Burns, R., A. Harrison, J. Hudson, G. Jones, P. Rudolf, P. Shaw, C. Ward, D. Wilson & L. Wilson. 2000. Northern Te Urewera Ecosystem Restoration Project. Summary Annual Report June

Referencias

1999 – July 2000. Department of Conservation, Gisborn. 29 pp. www.doc.govt.nz/Regional-Info/006~East-Coast-Hawkes-Bay/004~Conservation/Northern-Te-Urewera-Ecosystem-Restoration-Project-Summary-Annual-Report-June-1999-July-2000.pdf

Byford, J.L. 1994. Nonpoisonous snakes. Pp. F15-20 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson (eds) Prevention and control of Wildlife damage. Cooperative Extension Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska – Lincoln. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf15.pdf

Byrd, G.V., J.L. Sincock, T.C. Telfer, D. Moriarty, & B. Brady. 1984. A cross-fostering experiment with Newell's race of Manx shearwater. J. Wildl. Mgmt. **48**(1): 163-168.

Byrom, A. 2002. Dispersal and survival of juvenile feral ferrets *Mustela furo* in New Zealand. Journal of Applied Ecology, **39**: 67–78

Byrom, A., E. Spurr & C. O'Connor. 2001. Making predator control more cost-effective. Capturing natural prey odours as lures for stoats. Conservation Science Newsletter, **42**: 10-12. www.doc.govt.nz/Publications/004~Science-and-Research/ConScience-newsletter/PDF/ConSci42.pdf

C

Calabuig, P. 1999. Informe sobre las actuaciones realizadas para controlar la incipiente población de ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) en la isla de Gran Canaria. Cabildo insular de Gran Canaria.

Calvopina, L. 1985. The impact and eradication of feral goats on the Galapagos Islands. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, **3**: 157-158.

Calzada, J. 2002. *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758) Gineta. Pp. 290-293 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU

Campbell III, E.W. 1999. Barriers to movements of the brown treesnake (*Boiga irregularis*). Pp 306-312 in Gordon H. Rodda, Yoshio Sawai, David Chiszar, and Hiroshi Tanaka, editors. Problem snake management : the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, NY. 534p. www.fort.usgs.gov/resources/education/bts/resources/pdf/barriers-A.pdf

Campbell III, E.W., G.H. Rodda, T.H. Fritts & R.L. Bruggers. 1999. An integrated management plan for the brown treesnake (*Boiga irregularis*) on Pacific Islands. Pp 423-435 in Gordon H. Rodda, Yoshio Sawai, David Chiszar, and Hiroshi Tanaka, editors. Problem snake management : the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, NY. 534p. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-10.pdf

Campbell III, E.W., F. Kraus, S. Joe, L. Oberhofer, R. Sugihara, D. Lease and P. Krushelnycky. 2002. Introduced neotropical tree frogs in the Hawaiian Islands: Control technique development and population status. p: 406 In C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Campbell, K. 2002. Advances in Judas Goat Methodology in the Cágados Islands: Manipulating the animals. . In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp:72-80.

Referencias

- Campbell, T.S. 2001. The Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus* Boddaert 1783). invasions.bio.utk.edu/invaders/monk.html
- Carmo, P.J.L., S.P.C. Borges & H.M.P.M. Serôdio. 1991. Feral goats in Desertas Islands (Madeira, Portugal). 1st European Congress of Mammalogy, Lisboa, Portugal. Proceedings: 70.
- Carter, S.P. & P.W. Bright. 2002. Habitat refuges as alternatives to predator control for the conservation of endangered Mauritian birds. Pp. 71-78 in Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Case, T.J. 1996. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. Biological Conservation, **78**: 69-96.
- Cassey, P. 2002. Life history and ecology influences establishment success of introduced land birds. Biological Journal of the Linnean Society **76** (4): 465-480.
- Cassinello, J., E. Serrano, G. Calabuig, P. Acosta & J.M. Pérez. 2002. Ammotragus lervia (Pallas, 1777) Arruí. Pp 338-341 in Palomo, L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Castells, A. & M. Mayo. 1993. Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal. Pirámide, Madrid.
- Castillo, D. 1991. Population estimates and behavioral analyses of managed cat (*Felis catus*) colonies located in Miami-Dade County, Florida, parks. Master's thesis. Florida International University. www.fiu.edu/~clarkea/students/castillo/
- Cavallini P. & P. Serafini. 1995. Winter diet of the small Indian mongoose, *Herpestes auro punctatus*, on an Adriatic island. Journal of Mammalogy **76**(2): 569-574.
- Cerreto, K.M., R.O. Hall, Jr. & H. Sexauer. 2003. Short-term effects of antimycin and rotenone on invertebrates in first order, high elevation streams. NABS Annual meeting, Athens, Georgia. www.benthos.org/database/allnabstracts.cfm/db/Athens2003abstracts/id/481
- Challies, C.N. 1985. Establishment, control and commercial exploitation of wild deer in New Zealand. Pp. 23-36 in P.F. Fennessy & K.R. Drew (Eds.) Biology of deer production. Royal Society of New Zealand.
- Challies, C.N. 1990a. Red deer. Pp.: 436-458 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Challies, C.N. 1990b. Wapiti. Pp. 458-467 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Chamorro, M. & J. Clavero. 1994. Falconry for bird control on airdromes; the Spanish experience after 26 years. Bird Strike Committee Europe. Vienna 29 August - 2 September 1994.
- Champion, P., J. Clayton & D. Rowe. 2002. Lakemanagers' handbook. Aliens invaders. Ministry for the Environment. www.mfe.govt.nz/publications/water/lm-alien-invaders-jun02.pdf
- Chanin, P.R.F. 1981. The diet of the otter and its relations with the feral mink in two areas of Southern England. Acta Theriologica, **26**: 83-95.
- Chanin, P.R.F. & I. Linn. 1980. The diet of the feral mink (*Mustela vison*) in southwestern Britain. Journal of Zoology, London, **192**: 205-223.
- Chappell, M.S. 1999. A Model for Humane Reduction of Feral Cat Populations. California Veterinarian September/October 1999. www.feralcat.com/michelle.html

Referencias

- Chapuis, J.-L. & G. Barnaud. 1995. Restauration d'îles de l'archipel de Kerguelen par éradication du lapin (*Oryctolagus cuniculus*): Méthode d'intervention appliquée sur l'île verte. Revue d'Ecologie (Terre Vie), **50**: 377-390.
- Chiszar, D., K. Kandler & H.M. Smith. 1988. Stimulus control of predatory attack in the Brown Tree Snake (*Boiga irregularis*) 1. Effects of visual cues arising from prey. The Snake, **20**: 151-155.
- Chiszar, D., W. Lukas & H.M. Smith. 1997. Response to rodent saliva by two species of rodentiphagous snakes. Journal of Chemical Ecology, **23**: 829-836.
- Chiszar, Gordon H. Rodda, and Hobart M. Smith. 1995. Experiments on Chemical Control of Behavior in Brown Tree Snakes. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 121-127. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/repellents/pdf/chiszar.pdf
- Choquenot, D., B. Kay & B. Lukins. 1990. An evaluation of Warfarin for the control of feral pigs. Journal of Wildlife Management, **54**: 353-359.
- Christens, E. & H. Blokpoel. 1991. Operational spraying of white mineral oil to prevent hatching of gull eggs. Wildlife Society Bulletin **19** (4):423-430.
- Christens, E., H. Blokpoel, G. Rason, & S. W. D. Jarvie. 1995. Spraying white mineral oil on Canada goose eggs to prevent hatching. Wildlife Society Bulletin **23** (2):228-230.
- Clapperton, B.K. & T.D. Day. 2001. Cost-effectiveness of exclusion fencing for stoat and other pest control compared with conventional control. DoC Science Internal Series **14**. Department of Conservation, Wellington. 19p. www.xcluder.co.nz/DSIS14.pdf
- Clapperton, B.K., C.T. Eason, R.J. Weston, A.D. Woodhouse & D.R. Morgan. 1994. Development and testing of attractants for feral cats, *Felis catus* L. Wildlife Research, **21**: 389-399.
- Clark, J.P. & S.E. Hygnstrom. 1994. Crowned sparrows. Pp. E97-100 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/bird_e97.pdf
- Clark, L. & E.V. Aronov. 1999. Human food flavor additives as bird repellents: I. Conjugated aromatic compounds. Pesticide Science **55**:903-908. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-11.pdf
- Clark, L. 1995. A review of the bird repellent effects of 117 carbocyclic compounds. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 343-352. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/repellents/pdf/clark2.pdf
- Clark, L. 1995. Responsiveness of Brown Tree Snakes to Odors. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 129-137. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/repellents/pdf/clark.pdf
- Clark, L. 1998. Bird repellents: interaction of chemical agents in mixtures. Physiology & Behavior **64** (5): 689-695. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-18.pdf
- Clark, L. 1998. Review of bird repellents. Pages 330-337 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, California). University of California at Davis, Davis, CA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-20.pdf
- Clavell, J. 2003. Especies introducidas no establecidas. in Martí, R. & J.C. del Moral (eds). Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.
- Clay, K. 2003. Parasites lost. Nature, **421**: 585-586

Referencias

- Cleary, E.C. 1994. Waterfowl. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E129-138.
- Cleary, E.C. & S. R. Craven 1994. Thirteen-lined ground squirrels. Pp. B165-170 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/rodents/ro_b165.pdf
- Cleary, E.C. & R.A. Dolbeer. 1999. Wildlife hazard management at airports: a manual for airport personnel. U.S. Dept. of Transportation. Federal Aviation Administration U.S. Dept. of Agriculture, Wildlife Services, Washington,DC. 248p. (disponible en español en wildlife.pr.erau.edu/SpanishManual/EspStart.pdf)
- Cleaveland, S. & S. Thirgood. 1999. Pathogens as allies in island conservation? TREE, 14: 83-84.
- Clode, D., & D. W. Macdonald. 1995. Evidence for food competition between mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra lutra*) on Scottish islands. Journal of Zoology, London, 237: 435-444.
- Close, B., K. Banister, V. Baumans, E.M. Bernoth, N. Bromage, J. Bunyan, W. Erhardt, P. Flecknell, N. Gregory, H. Hackbarth, D. Morton & C. Warwick. 1996. Recommendations for euthanasia of experimental animals DGXI of the European Commission. Laboratory Animals. London: Royal Society of Medicine Services, 30 (4): 293-316. Publicado en español en www.secal.es/word-pdf/eutanasia1.pdf y www.secal.es/word-pdf/eutanasia2.pdf
- Clout, M. & S. Sarre. 1995. Australian Possums in New Zealand. Aliens 2: 19.
- Coleman, J.S. & S.A. Temple. 1993. Rural residents' free-ranging domestic cats: a survey. Wildlife Society Bulletin, 21: 381-390.
- Coleman, J.S. & S.A. Temple. 1995. How many birds do cats kill? Wildlife Control Technology: 44.
- Coleman, J.S., S.A. Temple & S.R. Craven. 1997. Cats and Wildlife. A Conservation Dilemma. Habitats: A fact sheet series on managing lands for Wildlife. University of Wisconsin Cooperative Extension. wildlife.wisc.edu/extension/catfly3.htm
- Collar, N.J., M.J. Crosby & A.J. Stattersfield. 1994. Birds to watch 2. The World list of threatened birds. BirdLife International. Cambridge.
- Collares-Pereira M., M. Vieira & M. Santos-Reis. 2002. Epidemiological evaluation of the importance of rodents in *Leptospira* human transmission in Portugal. Revista Cubana de Medicina Tropical, 54 (1): 52-80
- Common, M.S. & T.W. Norton. 1992. Biodiversity: Its conservation in Australia. Ambio, 21: 258-265.
- Cooke, B. 1998. Rabbit haemorrhagic disease: advances in field epidemiology. In S. Reig (ed) Abstracts Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain: 86.
- Cooke, B.D. 1982a. Reduction of food intake and other physiological responses to a restriction of drinking water in captive wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.). Australian Wildlife Research, 9: 247-252.
- Cooke, B.D. 1982b. A shortage of water in natural pastures as a factor limiting a population of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in arid, North-eastern South Australia. Australian Wildlife Research, 9: 465-476.

Referencias

- Cooper, J. 1995. After the cats and trout: the mice? Removing alien vertebrates from subantarctic Marion Island. Aliens Newsletter, **1**: 17.
- Cooper, J. A. & T. Keefe. 1997. Urban Canada goose management: Policies and procedures. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference **62**:412-430.
- Cooper Jr., W.E, Valentín Pérez-Mellado & L.J. Vitt. 2002. Lingual and biting responses to selected lipids by the lizard *Podarcis lilfordi*. Physiology & Behavior, **75**: 237– 241
- Corbett, G. 1998. Mustelid control. Environment B-O-P Factsheet AP11/98. 2 pp. www.boprc.govt.nz/publications/PDF/FactSheets/AP1198.pdf
- Corbett, G. 1998. Use of traps for possum control. Environment B-O-P Factsheet AP10/98. 4 pp. www.boprc.govt.nz/publications/PDF/FactSheets/AP1098.pdf
- Corn, P.S. & R.B. Bury. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-256. www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr256.pdf
- Coulson, J.C. 1991. The population dynamics of culling herring gulls and lesser black-backed gulls. Pp. 479-497
- Coulter, M. C., F. Cruz & J. Cruz. 1985. A programme to save the dark-rumped petrel, *Pterodroma phaeopygia*, on Floreana Island, Galapagos, Ecuador. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, **3**: 177-180.
- Courchamp, F. & G. Sugihara. 1999. Biological control of alien predator populations to protect native island prey species from extinction. Ecological Applications **9**: 112-123
- Courchamp, F. & S.J. Cornell. 2000. Virus-vectored immunocontraception to control feral cats on islands: a mathematical model. Journal of Applied Ecology, **37**: 903-913
- Courchamp, F., L. Say & D. Pontier. 2000. Transmission of Feline Immunodeficiency Virus in a population of cats (*Felis catus*). Wildlife Research **27**: 603-611.
- Courchamp, F. 1996. Etude de l'épidémiologie du Virus de l'Immunodéficience Féline dans les populations de chats domestiques (*Felis catus*). Tesis doctoral, Université Claude Bernard - Lyon I. 265 pp.
- Courchamp, F., C. Suppo, E. Fromont & C. Bouloux. 1997. Dynamics of two feline retroviruses (FIV and FeLV) within one population of cats. Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences, **264**: 785-794.
- Courchamp, F., D. Pontier & M. Artois. 1995a. Modelling the Feline Immunodeficiency Virus within populations of domestic cats (*Felis catus*). Journal of Biological Systems, **3** (3): 769-777.
- Courchamp, F., D. Pontier, E. Fromont & M. Artois. 1995b. Impact of two feline retroviruses on natural populations of domestic cat. Mammalia, **59** (4): 589-598.
- Courchamp, F., D. Pontier, M. Langlais & M. Artois. 1995c. Population dynamics of Feline Immunodeficiency Virus within populations of cats. Journal of Theoretical Biology, **175** (4) : 553-560.
- Courchamp, F., J.-L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: Impact, control and control impact. Biological Reviews, in press
- Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 1999a. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. Ecology, **68**: 282-292.

Referencias

Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 1999b. Control of rabbits to protect island birds from cat predation. Biological Conservation, **89**: 219-225.

Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 2000. Rabbits killing birds: Modelling the hyperpredation process. Journal of Animal Ecology, **69**, 154–164.

Courchamp, F., N. Yoccoz, M. Artois & D. Pontier. 1998. At-risk individuals in Feline Immunodeficiency Virus epidemiology: evidence from a multivariate approach in a natural population of domestic cats (*Felis catus*). Epidemiology and Infection, **121**: 227-236

Crane, M.S. & B.T. Eaton. 1997. Spring Viraemia of Carp Virus (*Rhabdovirus carpio*): a biological control agent? Pp. 87-105 in Roberts, J. & R. Tilzey (eds.) Controlling carp. Exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water. www.clw.csiro.au/publications/controlling_carp.pdf

Criado, J. 1997. Conservation of the white-headed duck (*Oxyura leucocephala*). 17th meeting. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Council of Europe.

Criado, J. & R. Mejías, 1990. Plan de recuperación del ferreret (*Alytes muletensis*). Conselleria de Agricultura i Pesca. SECONA. Balears. Documents Tècnics de Conservació, **5**.

Crockett, M.E., A.D. Dove, K.G. Rice, J.H. Waddle & H. F. Percival. 2002. Effects of the non indigenous treefrog, *Osteopilus septentrionalis*, on native Hylids in Protected Areas of South Florida. Poster in el Annual Florida cooperative fish and wildlife research unit coordinating committee meeting.

Crooks, K. R., C. A. Scott & D. H. van Vuren. 2001. Exotic disease and an insular endemic carnivore, the island fox. Biological Conservation **98**: 55-60.

Crooks, K.R. & M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature, **400**: 563-566

Cross, S. 2002. West Coast Ground Tracking Judas Goat Programme. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp 20-29.

Crosswhite, D.L., S.F. Fox & R.E. Thill. 1999. Comparison of methods for monitoring reptiles and amphibians in upland forests of the Ouachita mountains. Proceedings of the Oklahoma Academy of Sciences, **79**: 45-50.

Cruz, F. & J.B. Cruz. 1987. Control of black rats (*Rattus rattus*) and its effect on nesting drake-rumped petrels in the Galapagos Islands. Vida Silvestre Neotropical, **1**: 3-13.

CSIRO. 1997. Rabbit Calicivirus Disease. www.csiro.au/communication/rabbits/qarabbit.htm

Cummings, J.L., D.L. Otis, J.E. Davis, JR. & K.A. Crane. 1998. Evaluation of methyl anthranilate and DRC-156 as Canada goose grazing repellents. Pages 193-197 in D. H. Rusch, M. D. Samuel, D. D. Humburg, and B. D. Sullivan, editors. Biology and management of Canada Geese. Proc. Int. Canada Goose Symposium, Milwaukee, Wisconsin. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-99.pdf

Cummings, J.L., M.E. Pitzler, P.A. Pochop, H.W. Krupa, T.L. Pugh and J.A. May. 1997. Field evaluation of white mineral oil to reduce hatching in Canada goose eggs Pages 67-72 in C. D. Lee and S.E. Hygnstrom, eds. Thirteenth Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proc., Published by Kansas State University Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service.

Referencias

D

Daly, J.C. 1980. Age, sex and season: factors which determine the trap response of the European wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus*. Australian Wildlife Research, **7**: 421-432.

Dards, J. L. 1978. Home ranges of feral cats in Portsmouth dockyard. Carnivore Genetics Newsletter, **3**: 242-255.

Dards, J.L. 1981. Habitat utilisation of feral cats in Portsmouth dockyard. The ecology and control of feral cats. Proceedings of a Symposium held at Royal Holloway College, University of London. UFAW. 30-49.

Daszak, P., L. Berger, A.A. Cunningham, A.D. Hyatt, D.E. Green, R. Speare. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. Emerging Infectious Diseases, **5**: 735-748.

Davidson, M.M. 1990. Sika deer. Pp. 468-477 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland..

Davidson, M.M. & C.N. Challies. 1990. White-tailed deer. Pp. 468-477 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Davidson, M.M. & G. Nugent. 1990. Fallow deer. Pp. 490-506 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Davis, J.T. 1994. Turtle control in farm ponds. Texas Agricultural Extension Service. 4 pp. wildlife.tamu.edu/publications/TAEXPonds/1402a.pdf

Day, T.D. & R.J. MacGibbon. 2002. Escape behaviour and physical abilities of vertebrate pests towards electrified and non-electrified fences. Xcluder™ Pest Proof Fencing Company unpublished internal report. 7 pp. www.xcluder.co.nz/xcluder%20animal%20behaviour.pdf

DCS. 1997. A policy for Sika Deer in Scotland. Sika Working Group. Deer Commission for Scotland

deCalesta, D.S. 1983. (Revisión N. Allen, 2002). Building an antipredator fence. Pacific Northwest Extension Publication. 16 pp. eesc.orst.edu/agcomwebfile/edmat/PNW225.pdf

Diefenbach, D. R., M. J. Conroy, R. J. Warren, W. E. James, L. A. Baker & T. Hon. 1994. A test of the scent-station survey technique for bobcats. Journal of Wildlife Management **58**:10-17.

Division of Animal Health. 1988. Directions for use: Pindone rabbit baits. Agfact A9.0.12. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. Agriculture & Fisheries. 2 pp

DNRE. 2003 (revisión). Cat management manual Department of Natural Resources and Environment. The state of Victoria. www.nre.vic.gov.au/web/root/domino/cm_da/NRECPA.nsf/TOC/16FE80830025CD614A256B61001F9B7A#TOC

Doadrio, I. (ed.). 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.

DoC. 1998. National feral goat control plan 1995-2004. A strategy for the sustained protection of native plant and animal communities. Department of Conservation. Wellington, NZ.

DoC. 2001. 1080. Department of Conservation. NZ www.doc.govt.nz/pdfs/1080.pdf

DoC. 2002a. The Eastern Banjo Frog *Limnodynastes dumerilii grayi*. Department of Conservation, New Zealand www.doc.govt.nz/Conservation/002~AnimalPests/Banjo-Frog.asp

Referencias

DoC. 2002b. What's happening with stoat research? : fourth report on the five-year stoat research programme. Department of Conservation, Wellington, N.Z. 54 pp. www.doc.govt.nz/Publications/004~Science-and-Research/Miscellaneous/PDF/Stoats4.pdf

DoC. 2002c. Judas Workshop 2002. Department of Conservation. New Zealand www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Judas-Workshop-2002/

DoC. 2002d. Gambusia (formerly known as mosquito fish). [www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Pest-Fish-\(Freshwater\)/Gambusia-\(formerly-known-as-mosquito-fish\).asp](http://www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Pest-Fish-(Freshwater)/Gambusia-(formerly-known-as-mosquito-fish).asp)

Dolbeer, R.A. 1994. Black birds. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E25-32. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e25.pdf

Dolbeer, R. A. 1998. Evaluation of shooting and falconry to reduce bird strikes with aircraft at John F. Kennedy International Airport. Proceedings of the International Bird Strike Committee 24: 145-158. September 14-18, 1998, Stara Lesna, Slovakia.

Dolbeer, R. A., J. L. Belant & J. Sillings. 1993. Shooting gulls reduces strikes with aircraft at John F. Kennedy International Airport. Wildlife Society Bulletin 21: 442-450.

Dolbeer, R. A. & J. L. Bucknall. 1994. Shooting gulls reduces strikes with aircraft at John F. Kennedy International Airport, 1991 - 1993. Bird Strike Committee Europe 22: 375-396.

Dolbeer, R.A., T.W. Seamans, B.F. Blackwell & J.L. Belant. 1998. Anthraquinone formulation (Flight Control) shows promise as avian feeding repellent. Journal of Wildlife Management 62 (4): 1558-1564. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-30.pdf

Doležel, D., B. Koudela, M. Jirku, V. Hypša, M. Oborník, J. Votýpka, D. Modrý, J.R. Šlapeta, J. Lukeš 1999. Phylogenetic analysis of *Sarcocystis* spp. of mammals and reptiles supports the coevolution of *Sarcocystis* spp. with their final hosts. International Journal for Parasitology 29 795-798

Donlan, C.J. 2000. Islands and introduced herbivores: using conservation to investigate top-down and bottom-up processes. Tesis. Universidad de California, Santa Cruz.

Donlan, C.J., B.R. Tershy, & D.A. Croll. 2002. Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. Journal of Applied Ecology 39 (2), 235-246

Douglas, M.H. 1967. Control of tahr (*Hemitragus jemlahicus*): evaluation of a poisoning technique. New Zealand Journal of Science, 10: 511-516.

Duarte, J. & J.M. Vargas. 2001. Mamíferos predadores de nidos de perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758) en olivares del sur de España. Galemys, 13: 47-58.

Duarte, L. & N. Varela. 2002. Introducción al manejo en el cautiverio de las loras alianaranjadas (*Amazona amazonica*) y reales (*Amazona ochrocephala*). Boletín del Grupo de Estudio de Animales Silvestres 4 (4).

Dubey, J.P., L. Venturini, C. Venturini, W. Basso & J. Unzaga. 1999. Isolation of *Sarcocystis falcatula* from the South American opossum (*Didelphis albiventris*) from Argentina. Veterinary Parasitology 86: 239-244.

Dubock, A.C.. 1984. Pulsed baiting. A new technique for high potency, slow acting rodenticides. In A.C. Dubock (ed.) Proceedings of a Conference on the Organisation and Practice of Vertebrate Pest Control, pp. 105-142. ICI Plant Protection Division, Fernhurst, Surrey.

Referencias

Dubock, A.C.. 1985. The evaluation of potential effects on non-target vertebrate populations as a result of anticoagulant rodenticide use. Second Symposium on Recent Advances in Rodent Control, Kuwait. 11 pp. + 2 fig.

Dubray, D. & D. Roux. 1990. Statut et gestion du mouflon (*Ovis ammon musimon* S.) en Corse. Vie Milieu, **40**: 256-261.

Duncan, R.P., M. Bomford, D.M. Forsyth & L. Conibear. 2001. High predictability in introduction outcomes and the geographical range size of introduced Australian birds: a role for climate. Journal of Animal Ecology, **70** (4): 621-632.

Dunlevy, P. A., E.W. Campbell & G. D. Lindsey. 2000. Broadcast application of a placebo rodenticide bait in a native Hawaiian forest. International Biodeterioration & Biodegradation **45**: 199-208. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/00pubs/00-15.pdf

Dunlevy, P.A. & E.W. Campbell. 2001. Assessment of avian non-target hazards from the broadcast of rodenticide bait in Hawaiian forests. Society for Conservation Biology 15th Annual Meeting. July 29-August 1, 2001.

Dunstone, N. & M. Ireland. 1989. The mink menace? A reappraisal. Pp. 225-241 in: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests. Chapman and Hall. London

Duplantier J.M., J.B. Duchemin, M. Ratsitorahina, L. Rahalison & S. Chanteau. 2001. Résurgence de la peste dans le district d'Ikongo à Madagascar en 1998. 2 : Réservoirs et vecteurs impliqués. Bulletin de la Société de Pathologie Exotique, **94**: 119-122.

Durbán, M. 2003. La gestión de los herbívoros alóctonos en los Parques Nacionales en Canarias. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 9.

Duvall II, F.P. 2001 Feral Cat (*Felis catus*) predation on low elevation native seabird colonies on Maui Island. Society for Conservation Biology 15th Annual Meeting. July 29-August 1, 2001

Dzieciolowski, R.M. 1992. Efficiency of recreational hunting. In: B. Bobek, K. Perzanowski & W. Regelin (eds.) Global trends in wildlife management. Trans. 18 th IUGB Congress, Krakow 1987.

E

EABG. 1999. Threat abatement plan for predation by feral cats. Biodiversity Group, Environment Australia, 1999. ea.gov.au/biodiversity/threatened/tap/cats/index.html

Eason, C.T. & E.B. Spurr. 1995: Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. New Zealand Journal of Zoology **22**: 371-379.

Eason, C.T., M. Wickstrom, R. Henderson, L. Milne & D. Arthur. 2000. Non-target and secondary poisoning risks associated with cholecalciferol. New Zealand Plant Protection, **53**: 299-304 www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/00/00_299.pdf

Eisemann, J.D., G.M. Linz & J.J. Johnston. 2001. Non-target hazard assessment of using DRC-1339 avicide to manage blackbirds in sunflower. Pages 197-211 in John J. Johnston, Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D. C., USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-10.pdf

Referencias

Elvira, B. 2001. Peces exóticos introducidos en España. pp 266-272 In I. Doadrio (ed) Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.

Emery, L. 1985. Review of fish species introduced into the Great Lakes, 1819-1974. Technical Report 45. Great Lakes Fishery Commission, Michigan 32 pp.

Engeman, R.M. 1998. An easy capture method for brown tree snakes (*Boiga irregularis*). Snake, **28**:101-102. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-104.pdf

Engeman, R.M. & M. A. Linnell. 1998. Trapping strategies for deterring the spread of Brown Tree Snakes from Guam. Pacific Conservation Biology, **4**: 348-353. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-37.pdf

Engeman, R.M., M. A. Linnell, P. Aguon, A. Manibusan, S. Sayama & A. Techaira. 1999. Implications of brown tree snake captures from fences. Wildlife Research, **26**:111-116 www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-20.pdf

Engeman, R.M., M. A. Linnell, P. A. Pochop & J. Gamboa. 1998a. Substantial reductions of brown tree snake (*Boiga irregularis*) populations in blocks of land through operational trapping. International Biodeterioration and Biodegradation, **42** (2-3): 167-171. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-38.pdf

Engeman, R.M., M. A. Linnell, D. S. Vice & M. E. Pitzler. 1998b. Efficacy of the methods used in an integrated program to deter the dispersal of brown tree snakes from Guam. Pages 435-440 in Pickles, G., Editor. 11th Australian Vertebrate Pest Conference Proceedings (May 3-8, 1998, Bunbury, Western Australia). Agriculture Western Australia, Forrestfield, WA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-39.pdf

Engeman, R.M., D.V. Rodríguez, M.A. Linnell & M.E. Pitzler. 1998c. A review of the case histories of the brown tree snakes (*Boiga irregularis*) located by detector dogs on Guam. International Biodeterioration & Biodegradation, **42** (2-3): 161-165. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-40.pdf

Engeman, R.M., S. Sayama & M.A. Linnell. 1998d. Operational utility of perimeter trapping for removing brown tree snakes (*Boiga irregularis*) from a defined area. Snake, **28**: 19-22. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-103.pdf

Engeman, R.M. & D.S. Vice. 2000. Standardizing the evaluation of brown tree snake trap designs. Integrated Pest Management Reviews, **5**: 205-212 www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-15.pdf

Engeman, R.M. & D.S. Vice. 2001. A direct comparison of trapping and spotlight searches for capturing brown tree snakes on Guam. Pacific Conservation Biology, **7**: 4-8. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-14.pdf

Engeman, R.M., D. S. Vice, G. Nelson & E. Muna. 2000. Brown tree snakes effectively removed from a large plot of land on Guam by perimeter trapping. International Biodeterioration & Biodegradation, **45**: 139-142. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/00pubs/00-17.pdf

Engeman, R.M., D. S. Vice, D. V. Rodríguez, K. S. Gruver, W. S. Santos & M. E. Pitzler. 1998e. Effectiveness of the detector dogs used for deterring the dispersal of brown tree snakes. Pacific Conservation Biology, **4**: 256-60. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-43.pdf

Empson, R.A. & C.M. Miskelly. 1999. The risks, costs and benefits of using brodifacoum to eradicate rats from Kapiti Island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology **23**: 241 –254.

Erlinge, S. 1972. Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. Oikos, **23**: 327-335

Referencias

Ewer, R.F. 1973. The carnivores. Cornell Univ. Press, Ithaca, xv + 494 pp.

EXTOXNET. 1998. Pesticide Information Profile. Extension Toxicology Network. <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/index.html>

F

Fagestone, K. A. & P. L. Hegdal. 1998. Risk assessment of rodenticides through use of telemetry and other methods: 5 examples. Pages 49-66 in Brewer, L. W. and Fagerstone, K. A., Editors. Radiotelemetry applications for wildlife toxicology field studies. Proceedings from a Pellston workshop on avian radiotelemetry in support of pesticide field studies. (January 5-8, 1993, Pacific Grove CA). SETAC Special Publications Series Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL. 224. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-44.pdf

Fang, Y. & Y.H. Sun. 1997. Capturing techniques for the Chinese grouse *Bonasa sewerzowi*. Wildlife Biology, **3**: 287.

Fernández-Arias, A. & J. Folch. 1995. La trampa definitiva. Trofeo, 306: 76-80.

Finney, S.K., M.P. Harris, L.F. Keller, D.A. Elston, P. Monaghan & S. Wanless. 2003. Reducing the density of breeding gulls influences the pattern of recruitment of immature Atlantic puffins *Fratercula arctica* to a breeding colony. Journal of Applied Ecology, **40** (3): 545-552

Fisher, R.N. & H.B. Shaffer. 1996. The Decline of Amphibians in California's Great Central Valley. Conservation Biology, **10** (5): 1387-1397.

Fisher, R.N., A.V. Suarez & T.J. Case. 2002. Spatial patterns in the abundance of the coastal horned lizard. Conservation Biology **16** (1): 205-215.

Fitzgerald, B. M. 1990. Cat. Pp.: 330-348 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Fitzwater, W.D. 1994. House cats (feral). In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. Pp:C45-C50. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/ca_c45.pdf

Fitzwater, W.D. 1994. House sparrows. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E101-108. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bir_e101.pdf

Flux, J.E.C. & P.J. Fullagan. 1992. World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. Mammal Review, **22** (3-4): 151-205.

Flux, J.E.C. 1993. Relative effect of cats, myxomatosis, traditional control, or competitors in removing rabbits from islands. New Zealand Journal of Zoology, **20**: 13-18.

Ford, D. ca.1997. Radio-tracking of hand-reared flying-foxes released at Gordon Sydney, Australia: A summary. Flying-fox fact sheets. Ku-ring-gai Bat Conservation Society Inc. www.sydneybats.org.au/PDF/radiotrack.PDF

Ford, N.B. & D.F. Ford. 2002. Notes on the ecology of the South American water snake *Helicops angulatus* (Squamata: Colubridae) in Nariva Swamp, Trinidad. Caribbean Journal of Science, **38** (1-2): 129-132

Referencias

- Fowler, C.H. & R.T. Golightly. 1994. Fisher and marten survey techniques on the Tahoe National Forest. California Department of Fish and Game, Nongame Bird and Mammal Section Report 94-9. Sacramento, CA. 64pp. www.dfg.ca.gov/hcpb/info/bm_research/bm_pdfrpts/94_09.pdf
- Fowler, J.F. & J.L. Avery. 1994. Turtles. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. F.27–31. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf27.pdf
- Frantz, S.C. 1997. Rodent control in homes and buildings. Cornell Pest Management Recommendations for Control of Vertebrates. Cornell University.
- Franz, R., C.K. Dodd, Jr. & D. W. Buden. 1993. Distributional records of amphibians and reptiles from the Exuma Islands, Bahamas, including the first reports of a freshwater turtle and an introduced gecko. Caribbean Journal of Science, **29** (3-4): 165-173
- French, L. & J. Parkhurst. 2001. Canada Goose (*Branta canadensis*). Managing Wildlife Damage. Publication 420-203. Virginia Cooperative Extension Programs. 8pp.
- Friedl, T.W.P. & G.M. Klump. 1999. Determinants of male mating success in the red bishop (*Euplectes orix*). Behav. Ecol. Sociobiol., **46**: 387-399.
- Fritts, T.H. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case study of Guam. Annual Review of Ecology and Systematics, **9**: 113–140
- Fritts, T.H., N.J. Scott Jr. & B.E. Smith. 1989. Trapping *Boiga irregularis* on Guam using bird odors. Journal of Herpetology, **23**: 189-192.
- Fromont, E., F. Courchamp, M. Artois & D. Pontier. 1997b. Infection strategies of retroviruses and social grouping of domestic cats. Canadian Journal of Zoology. **75**: 1994-2002.
- Fromont, E., M. Artois, M. Langlais, F. Courchamp & D. Pontier. 1997a. Modelling the Feline Leukemia Virus (FeLV) in a natural population of cats (*Felis catus*). Theoretical Population Biology. **52**: 60-70.

G

- Gammon, D.E. & B.A. Maurer. 2002. Evidence for non-uniform dispersal in the biological invasions of two naturalized North American bird species. Global Ecology and Biogeography, **11** (2): 155-162.
- García, M.A., C.E. Diez & A.O. Álvarez. 2002. The eradication of *Rattus rattus* from Monito Island, West Indies. Pp. 116-119 in Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- García Perea, R. 2002. *Felis sylvestris* Schreber, 1775. Gato montés europeo. *Felys libyca* Forster, 1780. Gato montés africano. Pp. 294-301 in L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- García y Gans, F.J. & F.J. Català. 2003. Estudio de las poblaciones de psittácidos de la ciudad de Valencia y medidas de gestión emprendidas desde la sección de zoonosis. Pp: 233-234 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

Referencias

- García-Márquez, M. & S. Martín. 2001. Seguimiento de la población de *Gallotia simonyi* en la Fuga de Gorreta. AHE-Gobierno de Canarias. Inédito. 33 pp.
- Garrido, H., T. Andrés, M.A. Bravo, J. Calzada, C. Gutiérrez, M. Sáenz de Buruaga A. Onrubia & F. Valdera. 2003. Métodos de control de malvasía canela en híbridos con malvasía cabeciblanca. Pp. 238-240 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.
- Gaunt, A.S. & L.W. Oring. 1997. Guidelines to the use of wild birds in research. The Ornithological Council. Special Publication. Washington, D.C. iacuc.ufl.edu
- GENA. 2003. Informe final de la campaña de control de la población de ratas en Sa Dragonera. Gestión y Estudio de Espacios Naturales, S.L./Govern de les Illes Balears. Palma.
- Genovesi, P. & G. Amori. 1999. Conservation of *Sciurus vulgaris* and eradication of *Sciurus carolinensis* in Italia. Pp 101-106 in Council of Europe. Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Malta, 3-5 Junio 1999. Environmental encounters, 41.
- Genovesi, P. & S Bertolino. 2000. Linee guida per il controllo dello Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) in Italia. Quaderni di Conservazione della Natura, **4**: 56 Pp.
- Genovesi, P., M. Besa & S. Toso. 1995. Ecology of a feral cat *Felis catus* population in an agricultural area of northern Italy. Wildlife Biology, **1**: 233-237.
- Genovesi, P. & C. Shine. 2002. European Strategy on Invasive Alien Species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee. 22nd meeting Strasbourg, 2-5 December 2002
- George, W. G. 1974. Domestic cats as predators and factors in winter shortages of raptor prey. The Wilson Bulletin **86**(4):384-396.
- Gerell, R. 1967. Dispersal and acclimatization of the mink (*Mustela vison* Schreb.) in Sweden. Viltrevy, **5**: 1-38.
- German, A. 1985. Contact effect of diethylstilbestrol (DES) on the suppression of reproduction in the Levant vole, *Microtus guentheri*. Acta Zoologica Fennica, **173**: 179-180.
- Gestió Natura. 1998. Memòria de la campanya de control de gavina vulgar a les zones 5b. Gestió Natura-Govern Balear, inédito, 19 pp+ anexos.
- Gibb, J.A. & J.M. Williams. 1990. Rabbit. Pp.: 138-160 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Gibbons, J. W. & D.H. Bennett. 1974. Determination of anuran terrestrial activity patterns by a drift fence method. Copeia 1974: 236-243.
- Gill, E.L., R.W. Watkins, J.E. Gurney, J.D. Bishop, C.J. Feare, C.B. Scanlon & D.P. Cowan 1995. Cinnamamide: A nonlethal chemical repellent for birds and mammals. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 43-51.
- Gill, J.E., G.M. Kerins & A.D. Macnicoll. 1992. Inheritance of low grade brodifacoum resistance in the Norway rat. Journal of Wildlife Management, **56**: 809-816.
- Gillies, C., R. Pierce, M. Clout & C.M. King. 2000. Home ranges of introduced mustelids and feral cats at Trounson Kauri Prak, New Zealand. Mammal Review, **30** (3-4): 227.
- Gillissen, F. 1998. L'histoire se répète. Lacerta, **56** (4)

Referencias

Gilderhus, P.A. 1979. Effects of granular 2', 5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) on benthic macroinvertebrates in a lake environment. Technical Report 34. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. pp. 1-5.

Glahn, J.F. & M.L. Avery. 2001. Estimation of red-winged blackbird mortality from toxic bait application. Pages 109-118 in John J. Johnston, Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D. C., USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-22.pdf

Glahn, J.F., G. Ellis, P. Fioranelli & B.S. Dorr. 2001. Evaluation of moderate and low-powered lasers for dispersing double-crested cormorants from their night roosts. Pages 34-48 in M. C. Brittingham, J. Kays, and R. McPeake editors. Proceedings of the Ninth Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-23.pdf

Glen, A. 2001. Uptake of baits by target and non-target animals during control programmes for foxes and wild dogs. Bachelor of Sciences, School of Biological Sciences. Sidney. www.bio.usyd.edu.au/aglen

Godin, A.J. 1994. Birds at airports. Pp. E1-4 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e1.pdf

GOERT. 2002. Decision Support Tool for Invasive Species in Garry Oak Ecosystems. Garry Oak Ecosystems Recovery Team.

Goldade, D.A., P.J. Savarie, J.C. Hurley, S. A. Gaddis & J.J. Johnston. 2001. Design of a laboratory secondary hazard study. Pages 146-156 in J. J. Johnston, editor., Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D.C. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-24.pdf

Goldschmidt, T., F. Witte & J. Wanink. 1993. Cascading effects of the introduced Nile perch on the detritivorous/phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. Conservation Biology, 7 (3): 686-700

Goltz, D., C. Murray, A. Agness & P.C. Banko. 2001. Feral cat home range, habitat utilization and movements on Mauna Kea, Hawaii. Society for Conservation Biology 15th Annual Meeting. July 29-August 1, 2001

Gómez, L.A. & A.B. Fernández. 2003. Defoliación y consumo de frutos producidos por la rata (*Rattus rattus*) en árboles y arbustos de la laurisilva del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias, España). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 20

González-Solís, J. D. Oro, L. Jover, X. Ruiz & V. Pedrocchi. 1997. Trophic niche width and overlap of two sympatric gulls in the southwestern Mediterranean. Oecologia, 112: 75-80.

Goodsell, J.A. & L.B. Kats 1999. Effect of introduced mosquitofish on Pacific treefrogs and the role of alternative prey. Conservation Biology, 13 (4): 921-924.

Gorenzel, W.P. F.S. Cont & T. P. Salmon. 1994. Bird Damage at Aquaculture Facilities. Pp. E5-18 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e5.pdf

Referencias

- Gosling, L.M. 1977. Coypu. In: Corbet, G.B. & H.N. Southern (Eds.) The handbook of British Mammals 2nd ed. Pp: 256-265. Oxford: Blackwell Sci. Pub.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker. 1989a. Demographic consequences of differences in ranging behaviour of male and female coypus. Pp. 155-167 in Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests. Chapman and Hall. London.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker. 1989b. The eradication of muskrats and coypus from Britain. Biological Journal of the Linnean Society, **38**: 39-51.
- Gosling, L.M., S.J. Baker & C.N. Clarke. 1988. An attempt to remove coypus (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in East Anglia. J. Appl. Ecol., **25**: 49-62.
- Gosling, L.M., A.D. Watt & S.J. Baker. 1981. Continuous retrospective census of the East Anglian coypu population between 1970 and 1979. Journal of Animal Ecology, **50**: 885-901.
- Greaves, J. E., Choudry, M. A. & Khan, A. A. 1977. Pilot rodent control studies in rice fields in Sind, using five rodenticides. Agro-Ecosystems **3**: 119-130.
- Greaves, J.H. 1985. The present status of resistance to anticoagulants. Acta Zoologica Fennica, **173**: 159-162.
- Green, J.S. & P. S. Gipson. 1994. Feral dog. Pp:C77-C82 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA_APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/carnivor/ca_c77.pdf
- Green, J.S., F.R. Henderson & M.D. Collinge. 1994. Coyote. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA_APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. Pp:C51-C76. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/carnivor/ca_c51.pdf
- Green, W.Q. & J.D. Coleman. 1984. Response of a brush-tailed possum population to intensive trapping. New Zealand Journal of Zoology, **11**: 319-328.
- Greenberg, C.H., D.G. Neary & L.D. Harris. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. Journal of Herpetology, **28**: 319-324.
- Gregory, N. 2003. Assessing the humaneness of pest control methods. Solutions for achieving humane vertebrate pest control. Proceedings of the 2003 RSPCA Australia Scientific Seminar held at the Telstra Theatre, Australian War Memorial, Canberra, 25 February 2003: 66-84.
- Gurnell, J. 1989. Demographic implications for the control of grey squirrels. In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 131-143. Chapman and Hall. London.
- Gurnell, J. 1991. The grey squirrel in Britain: Problems for management and lessons for Europe. 1st European Congress of Mammalogy, Lisboa, Portugal. Proceedings: 63-64.
- Gurnell, J., P. Nettleton, T. Sainsbury & A. Scagliarini. 1998. The conservation of red squirrels in Europe: Problems of disease. In S. Reig (ed) Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain. Abstracts: 250-251.
- Guzmán, J. N. & F. J. García. 1999. Resultados de las campañas de trampeo de carnívoros en áreas con presencia de lince en Castilla-La Mancha. IV Jornadas Nacionales sobre Conservación y Estudio de Mamíferos. Segovia, 1999. Resúmenes: 56-57

Referencias

H

- Haberl, W. The Shrew Methods Pages. members.vienna.at/shrew/trapping.html
- Hadler, M. R. & R.S. Shadbolt. 1975. Novel 4-hydroxycoumarin anticoagulants active against resistant rats. Nature, **253**: 275-277.
- Hall, T.H. 1994. Magpies. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: University of Nebraska Cooperative Extension. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. E79-E86 wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/bird_e79.pdf
- Hannon, S.J., C. A. Paszkowski, S. Boutin, J. DeGroot, E. Macdonald, M. Wheatley & B. Eaton. 2002. Influence of varying riparian buffer strip widths on abundance and species composition of amphibians, small mammals and songbirds in the boreal mixedwood forest of Alberta. Canadian Journal of Forestry Research, **32**: 1784-1800.
- Hansford, D. 2002. 1080: The facts. www.doc.govt.nz/Conservation/002~AnimalPests/001~Control-Methods/1080-The-Facts.asp
- Hanson, L.H. & P. J. Manion. 1978. Chemosterilization of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*). Technical Report 29. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 15 pp. www.glfrc.org/pubs/TechReports/Tr29.pdf
- Harris, M.P. & S. Wanless. 1997. The effect of removing large numbers of gulls *Larus* spp on an island population of oystercatchers *Haematopus ostralegus*: implications for management. Biological Conservation, **82**: 167-171.
- Harris, S. & G. Saunders. 1993. The control of canid populations. Symposia of the Zoological Society of London, **65**: 441-464.
- Hartman, L. H. & D.S. Eastman. 1999. Distribution of introduced raccoons *Procyon lotor* on the Queen Charlotte Islands: implications for burrow-nesting seabirds. Biological Conservation **88**: 1-13.
- Hartwell, S. 1994. The great Australian cat dilemma. www.feralcat.com/sarah1.html
- Hartwell, S. 1995. Why feral eradication won't work. www.feralcat.com/sarah2.html
- Hartwell, S. 1996. The American feral cat problem. www.feralcat.com/sarah3.html
- Haselmayer, J. & I. Jamieson. 2001. Increased predation on pukeko eggs after the application of rabbit control measures. New Zealand Journal of Ecology, **25** (1): 89-93.
- Haspel, C. & R.E. Calhoon. 1989. Home ranges of free-ranging cats (*Felis catus*) in Brooklyn, New York. Canadian Journal of Zoology, **67**:178-81.
- Hawkins, C.C. 1998. Impact of a subsidized exotic predator on native biota: effect of house cats (*Felis catus*) on California birds and rodents. PhD. dissertation, Texas A & M University, College Station.
- Hecnar, S.J. & R.T. M'Closkey. 1996. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biological Conservation, **79**:123-131.
- Henderson, R. 2002. Northern Territory – Gambusia in the NT – update. In Raadik, T. (compilador) Exotic Fishes Committee Report - Diciembre 2002 www.asfb.org.au/research/exotic/escr200212.htm

Referencias

- Henderson, R.W. 1992. Consequences of predator introductions and habitat destruction on amphibians and reptiles in the post-Columbus West Indies. Caribbean Journal of Science, **28** (1-2): 1-10 www.uprm.edu/publications/cjs/VOL28/P001-010.PDF
- Hermes, N. 1986. Eradication of rabbits from Philip island. Australian Range Bulletin, **4**: 34-37.
- Hermes, N. 1987. The eradication of rabbits from Philip island near Norfolk island, South Pacific. Australian Vertebrate Pest Control Conference.
- Herranz, J., M. Yanes & F. Suárez. 1999. Efecto de los predadores sobre la caza menor y evaluación de sistemas selectivos para regular los niveles de predación. Informe final. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha/Museo Nacional de Ciencias Naturales. Inédito. 318 pp.
- Hice, C.L. & D.J. Schmidly. The effectiveness of pitfall traps for sampling small mammals in the Amazon basin. Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy, **9**(1): 85-89.
- Hilhorst, M. 2002a. Koi Carp. Biological diversity case studies. Convention on Biological Diversity. www.biodiv.org/doc/case-studies/cs-ais-nz-koi-en.pdf
- Hilhorst, M. 2002b. Rainbow Lorikeet. Biological diversity case studies. Convention on Biological Diversity. www.biodiv.org/doc/case-studies/cs-ais-nz-lorikeet-en.pdf
- Hillyer, E.V., M.P. Anderson, E.C. Greiner, C.T. Atkinson & J.K. Frenkel. 1991. An outbreak of *Sarcocystis* in a collection of psittacines. Journal of Zoo and Wildlife Medicine, **22**: 434-445.
- Hinds, L.A., C.K. Williams, R.P. Pech, D.M. Spratt, A.J. Robinson & G.H. Reubel. 2000. Feasibility of immunocontraception for managing stoats in New Zealand. Science for Conservation **158**: 109 pp.
- Hinson, D. 2000. Rotenone characterization and toxicity in aquatic systems. Principles of Environmental Toxicology. November 2000, University of Idaho. 13 pp. www.agls.uidaho.edu/etoxweb/resources/Case%20Study/ROTENON2.PDF
- Holliman, F.M., J.B. Reynolds & T.J. Kwak. 2003a. A predictive risk model for electroshock-induced mortality of the endangered Cape Fear shiner. North American Journal of Fisheries Management, **23**: 905-912.
- Holliman, F.M., J.B. Reynolds & T.J. Kwak. 2003b. Electroshock-induced injury and mortality in the spotfin chub, a threatened minnow. North American Journal of Fisheries Management, **23**: 962-966.
- Homan, H.J., G.M. Inz & B.D. Peer. 2001. Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. Wildlife Society Bulletin, **29** (1): 292-296. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-27.pdf
- Hondelink, P. 2002. Wanaka Judas Thar Programme: Operational Level. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 40-44
- Hone, J. 1990. Predator-prey theory and feral pig control, with emphasis on evaluation of shooting from a helicopter. Australian Wildlife Research, **17**: 123-130.
- Hone, J. 1994. Analysis of vertebrate pest control. Cambridge University Press.
- Hood, G.M., P. Chesson & R.P. Pech. 2000. Biological control using sterilizing viruses: host suppression and competition between viruses in non-spatial models. Journal of Applied Ecology **37** (6): 914-925.

Referencias

Hooker, S. & J. Innes. 1995. Ranging behaviour of forest-dwelling ship rats, *Rattus rattus*, and effects of poisoning with brodifacoum. New Zealand Journal of Zoology, **22**: 291-304

Houston, D.M. 2002. Eradicating rats from Maninita Island, Vava'u, Kingdom of Tonga August 2002. New Zealand Agency for International Development, Tonga Visitors Bureau, Ministry of Land, Survey and Natural Resources, Department of Environment, Kingdom of Tonga www.pacificbirds.com/maninita_rat.pdf

Howard, W.E. 1994. Rattlesnakes. Prevention and control of Wildlife damage. Cooperative Extension Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska – Lincoln. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf21.pdf

Howard, W.E. & R.E. Marsh. 1985. Ultrasonics and electromagnetic control of rodents. Acta Zoologica Fennica, **173**: 187-189.

Howard, W.E., R.E. Marsh & C.W. Corbett. 1985. Raptor perches: their influence on crop protection. Acta Zoologica Fennica, **173**: 191-192.

Howell, K. 2002. Amphibians and reptiles: the herptiles. In G. Davies (ed.): African forest biodiversity: a field survey manual for vertebrates. Earthwatch Europe. Pp: 17-44.

Howell, P.G. 1984. An evaluation of the biological control of the feral cat *Felis catus* (Linnaeus, 1758). Acta Zoologica Fennica, **172**: 111-113.

Huckle, J. 2002. Felis catus Feral cat. The Invasive Aliens Species Project. Fact sheet TA/M/04. The University of Liverpool / English Nature. 4pp

Humphrey, S.R. & D.B. Barbour. 1981. Status and habitat of three subspecies of *Peromyscus polionotus* in Florida. Journal of Mammalogy **62**: 840-844.

Huntley, B. J. 1996. South Africa's experience regarding alien species: impact and controls. In O.T. Sandlund, P.J. Schei & A Viken (Eds.) Proceedings of the Norway/UN conference on alien species 1996. DN & NINA, Trondheim. Pp.: 182-188.

Huyser, O., P.G. Ryan, J. Cooper. 2000. Changes in population size, habitat use and breeding biology of lesser sheathbills (*Chionis minor*) at Marion Island: impacts of cats, mice and climate change? Biological Conservation **92**: 299-310 147.46.94.112/e_journals/pdf_full/journal_b/2000/b09_200092305.pdf

I

Ickes, S. I., J. L. Belante & R. A. Dolbeer 1998. Nest disturbance techniques to control nesting by gulls. Wildlife Society Bulletin, **26**: 269-273.

ICN. 2000. Política nacional para as espécies não indígenas. Livro de Resumos do 1º Simpósio sobre Espécies Exóticas. Lisboa, 24 e 25 de marzo de 2000. Liga para a Protecção~da Natureza: 27.

ICONA, 1987. Conservación de la gaviota de Audouin en las islas Chafarinas. Memoria de las actuaciones realizadas durante 1987. Madrid.

Iglesias, A. 2003. Las administraciones autonómicas frente a las especies exóticas invasoras en España. Pp 257-258 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

Referencias

Illera, J.C. 1999. Intensificación de los muestreos de captura de la nueva especie de lagarto gigante encontrado en la isla de la Gomera (*Gallotia* aff. *simonyi*); trampeo de gato cimarrón en Quebracanillas y prospección de nuevas zonas en las inmediaciones de dicho enclave. Informe inédito. 13pp.

Imber, M., M. Harrison & J. Harrison. 2000. Interaction between petrels, rats and rabbits on Whale Island and effects of rat and rabbit eradication. New Zealand Journal of Ecology, **24** (2): 153-160.

Innes, J.G. 1990. Ship rat. Pp.: 206-225 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

INFS. (sin fecha). Progetto sperimentale di eradicazione dello Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) dal Parco di Racconigi (Torino). Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica - Università degli Studi di Torino (Dipartimento di Entomologia e Zoologia applicate all' Ambiente. 5 pp.

J

Jackson, D.B. 2001. Experimental removal of introduced hedgehogs improves wader nest success in the Western Isles, Scotland. Journal of Applied Ecology, **38**: 802-812.

Jackson, D.B. & R.E. Green. 2000. The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (*Charadrii*) on machair in South Uist, Scotland. Biological Conservation, **93**: 333-348.

Jackson, W.B. 1985. Single-feeding rodenticides: new chemistry, new formulations, and chemosterilants. Acta Zoologica Fennica, **173**: 167-169.

Jackson, W.B., A.D. Ashton, S.C. Frantz & C. Padula 1985. Present status of rodent resistance to warfarin in the United States. Acta Zoologica Fennica, **173**: 163-165.

Jacobs, W.W. 1994. Registered Vertebrate Pesticides. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. G.1-22. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/pestchem/fedreg.pdf

Jaksic, F.M. & J.L. Yáñez. 1983. Rabbit and Fox introductions in Tierra del Fuego: History and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. Biological Conservation, **26**: 367-374.

Jessup, D.A. 2002. Feral cat altering programs (FCAP): What's wrong with them? What can be done about it? Wildlife Disease Conference 2002. Arcata, California

Ji, W., M.N. Clout & S.D. Sarre. 2000. Responses of male brushtail possums to sterile females: implications for biological control. Journal of Applied Ecology **37** (6): 926-934.

Jiménez, J. 1994. Gestione della fauna nelle piccole isole. In X. Monbailliu & A Torne (eds.) La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo. Medmaravis: 245-274.

Johnson, A. 1999. Kimberley collars Judas donkeys. Savanna Links, **9**: 7

Johnson, J.H., R.M. Ross & J Farquhar. 2001. The Effects of Egg Oiling on Fish Consumption by Double-Crested Cormorants On Little Galloo Island, Lake Ontario. NYSDEC Special Report– March 1, 2000. 6 pp. www.dec.state.ny.us/website/dfwmr/cormorant/corm01sec4.pdf

Referencias

- Johnson, K. 1995. A Report on Trap/Alter/Release Programs. www.feralcat.com/feral-tr.html
- Johnson, R.J. & J.F. Glahn. 1994. European starlings. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E109-120. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bir_e109.pdf
- Johnson, R.J. 1994. American crows. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E33-40. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e33.pdf
- Johnston, J.J., W. M. Britton, A. MacDonald, T.M. Primus, M.J. Goodall, C.A. Yoder, L.A. Miller & K.A. Fagerstone. 2001. Quantification of plasma and egg 4,4'-dinitrocarbanilide (DNC) residues for the efficient development of a nicarbazin-based contraceptive for pest waterfowl. Pest Management Science **58**:197-202. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-31.pdf
- Johnston, J.J., M J. Goodall, J.C. Hurley, C.A. Yoder & L.A. Miller. 2001a. Determination of diazacon in quail feed and quail serum by ion pair reversed phase chromatography. Journal of the AOAC International **84**(3): 634-639. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-33.pdf
- Johnston, J.J., R.E. Mauldin, P.J. Savarie, J.E. Brooks & T.M. Primus. 2001b. Ecotoxicological risks of potential toxicants for brown tree snake control on Guam. Pages 212-224 in J.J. Johnston, editor. Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D.C., USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-34.pdf
- Johnstone, G.W. 1985. Threats to birds on subantarctic islands. Pp. 101-121 in: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3.
- Jones, C. 2003. A prickly 'whodunit': Predation by hedgehogs on native fauna. Kararehe Kino, Vertebrate Pest Research, **2**: 1-3.
- Jojola-Elverum, S.M., J.A. Shivik & L. Clark. 2001. Importance of bacterial decomposition and carrion substrate to foraging brown treesnakes. Journal of Chemical Ecology, **27**: 1315-1331. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-35.pdf
- Jurek, R.M. 2001. Domestic ferret issues in California. World distribution of wild domestic ferrets. California Department of Fish and Game. Habitat Conservation Planning Branch. www.dfg.ca.gov/hcpb/species/nuis_exo/ferret/ferret_issues_3.shtml

K

- Kaiser, W. 1998. Autumn-winter habitat use by radio-tagged grey partridges (*Perdix perdix*) in North Bavaria. Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife, **15** (4): 471-479.
- Kalcounis-Rüppell, M.C. & J.S. Millar. 2002. Partitioning of space, food, and time by syntopic *Peromyscus boylii* and *P. californicus* Journal of Mammalogy, **83**(2):614-625
- Katona, G.Z., R.A. Davis & G.F. Searing. 2000. Évaluation de divers moyens de lutte contre les cerfs aux aéroports. LGL LIMITED environmental research associates/ Direction de la sécurité des aéroports Transports, Canada. www.tc.gc.ca/
- Kaukeinen, D.E. 1982. A review of the secondary poisoning hazard to wildlife from the use of anticoagulant rodenticides. Proceedings 10th Vertebrate Pest Conference, Monterey, CA: 151-158.

Referencias

- Keegan, D.R. B.E. Coblenz & C.S. Winchell. 1994. Feral goat eradication on San Clemente Island, California. Wildlife Society Bulletin **22**(1): 56-61.
- Keith, J. O. & R. L. Bruggers. 1998. Review of hazards to raptors from pest control in Sahelian Africa. Journal of Raptor Research **32**(2): 151-158. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-55.pdf
- Kelt, D. A., and D. H. van Vuren. 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. American Naturalist **157**: 637-645.
- Kenward, R.E. 1989. Bark-stripping by grey squirrels in Britain and North America: why does the damage differ? In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 144-154. Chapman and Hall. London.
- Kessler, C.C. 2002. Eradication of feral goats and pigs and consequences for other biota on Sarigan Island, Commonwealth of the Northern Mariana Islands. Pp. 132-140 in Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Kildemoes, A. 1985. The impact of introduced stoats (*Mustela erminea*) on an island population of the water vole, *Arvicola terrestris*. Acta Zoologica Fennica, **173**: 193-195.
- King, C.M. 1989. The Natural History of weasels and stoats. Comstock Publication Association. Cornell University Press. Ithaca, New York. 272 pp.
- King, C.M. 1990. Stoat. Pp. 288-312 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- King, D.R. & S.H. Wheeler. 1985. The European rabbit in South-Western Australia I. Study sites and population dynamics. Australian Wildlife Research, **12**: 183-196.
- King, D.R., S.H. Wheeler & G.L. Schmidt. 1983. Population fluctuations and the reproduction of rabbits in a pastoral area on the coast North of Carnarvon, Western Australia. Australian Wildlife Research, **10**: 97-104.
- Kingdon, J. 1997. The Kingdon field guide to African mammals. Academic Press. London.
- Kirkpatrick, F.J. & A.T. Rutberg. 2001. Fertility control in animals. In D.J. Salem and A.N. Rowan, The State of the Animals 2001. Humane Society Press, Washington: 183-198. files.hsus.org/web-files/PDF/MARK_State_of_Animals_Ch_12.pdf
- Koenig, W.D. 2003. European starlings and their effect on native cavity-nesting birds. Conservation Biology **17** (4), 1134-1140.
- Korine, C., I. Izhaki & Z. Arad 1999. Is the Egyptian fruit-bat *Rousettus aegyptiacus* a pest in Israel? An analysis of the bat's diet and implications for its conservation. Biological Conservation **88**: 301-306
- Kowalski, K. & B. Rzebik-Kowalska. 1991. Mammals of Algeria. Polish Academy of Sciences. Institute of Systematics and Evolution of Animals. Wroclaw.
- Kraus, F., E.W. Campbell, A. Allison & T. Pratt. 1999. *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. Herpetological Review **30**(1): 21-25
- Krysko, K. L., F. W. King, K. M. Enge, and A. T. Reppas. 2003. Distribution of the introduced black spiny-tailed iguana (*Ctenosaura similis*) on the southwestern coast of Florida. Florida Scientist **66**: 141-146.
- Kupferberg, S. J. 1997. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. Ecology. **78**: 1736-1751.

Referencias

L

- Laakkonen, J., R.N. Fisher & T.J. Case. 2003. Factors influencing the variation in capture rates of shrews in southern California, USA. Acta Theriologica **48**: 157–166.
- Lafferty, K.D. & Page, C.J. 1997. Predation on the endangered tidewater goby, *Eucyclogobius newberryi*, by the introduced African clawed frog, *Xenopus laevis*, with notes on the frog's parasites. Copeia 1997: 589-592.
- Lambin, X. & J. Mackinnon. 1997. The relative efficiency of two commercial live-traps for small mammals. Journal of Zoology, London, **242**: 400-404.
- Lamont & Massam, 2002. Rainbow lorikeet. Farmnote 8/2002. Department of Agriculture, Western Australia. www.agric.wa.gov.au/agency/Pubns/farmnote/2002/fn008_2002.pdf
- Land Protection. 2001a. The rabbit- *Oryctolagus cuniculus*. NMR facts, PA 11. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA11.pdf
- Land Protection. 2001b. The fox *Vulpes vulpes*. NMR facts, PA 13. Queensland Government. 5 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA13.pdf
- Land Protection. 2001c. Feral goat. NMR facts, PA 18. Queensland Government. 4 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA18.pdf
- Land Protection. 2001d. The cane toad. NMR facts, PA 21. Queensland Government. 4 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA21.pdf
- Land Protection. 2002a. Zinc phosphide. NMR facts, PA 3. Queensland Government. 2 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA3.pdf
- Land Protection. 2002b. Sodium fluoracetate (1080). NMR facts, PA 5. Queensland Government. 2 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA5.pdf
- Land Protection. 2002c. Wild dog control. NMR facts, PA 10. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA10.pdf
- Land Protection. 2002d. History of barrier fences in Queensland. NMR facts, PA 25. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA25.pdf
- Land Protection. 2002e. Feral cat ecology and control. NMR facts. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA26.pdf
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. Science **241**: 1455 - 1460
- Lavers, R.B. & B.K. Clapperton. 1990. Ferret. Pp. 320-330 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Lazarus, A. B. 1989. Progress in rodent control and strategies for the future. In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 53-64. Chapman and Hall. London
- Lazarus, A. B. & F.P. Rowe. 1982. Reproduction in an island population of Norway rat *Rattus norvegicus* (Berkenhout), treated with an oestrogenic steroid. Agro-Ecosystems, **8**: 59-67.
- Lee, L.L. 1997. Effectiveness of live traps and snap traps in trapping small mammals in Kinmen. Acta Zoologica Taiwanica, **8** (2): 79-85.
- Lever, C. 1994. Naturalized animals: the ecology of successfully introduced species. T & A D Poyser Ltd., London.
- Liberg, O. 1980. Spacing patterns in a population of rural free roaming domestic cats. Oikos **35**: 336-349.

Referencias

- Liebold, A. & J. Bascompte. 2003. The Allee effect, stochastic dynamics and the eradication of alien species. Ecology Letters **6**: 133–140.
- Lieffers, H.J. 1990 Effects of the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol on macroinvertebrate populations in a small stream. Technical Report 55. Great Lakes Fishery Commission, Michigan 28 p.
- Lindsey, G. D., S. M. Mosher, S. G. Fancy & T. D. Smucker. 1999. Population structure and movements of introduced rats in an Hawaiian rainforest. Pacific Conservation Biology, **5**: 94-102.
- Linell, M. A., R. M. Engeman, M. E. Pitzler, M. O. Watten, G. F. Whitehead & R. C. Miller. 1998. An evaluation of two designs of stamped metal trap flaps for use in operational trapping of brown tree snakes (*Boiga irregularis*). Snake, 28:14-18 www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-105.pdf
- Linscombe, R.G. & V.L. Wright. 1988. Efficiency of padded foothold traps for capturing terrestrial furbearers. Wildlife Society Bulletin, 16 (3): 308-309
- Liss, C.A. 1995. The Public is attracted by the use of repellents. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 429-433.
- Litjens, B.E.J. 1980. De beverrat, *Myocastor coypus* (Molina), in Nederland. I. Het verloop van de populatie gedurende de periode 1963-1979. Lutra, 23:43-53.
- Littin, K.E., C.E. O'Connor & C.T. Eason. 2000. Comparative effects of brodifacoum on rats and possums. New Zealand Plant Protection **53**: 310-315. www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/00/00_310.pdf
- Lloris, D. 1996. Técnicas de muestreo y captura (artes de pesca). Grupo de Ictiología Marina, Instituto de Ciencias del Mar, CSIC. www.icm.csic.es/rec/gim/tecnic.htm
- Loebel, M. R. & G. Sanewski. 1987. Flying-foxes (Chiroptera: Pteropodidae) as orchard pests. Proceedings of the First National Flying-Fox Symposium. Australian Mammalogy, **10** (2): 147-150.
- Logendio, S. 2003. Un murciélago invasor amenaza la supervivencia del orejudo canario. El Día.es. 10 de Marzo 2003. www.eldia.es/2003-03-10/tenerife/tenerife3.htm
- Loope, L.L. & A.C. Medeiros. 1995. Impacts of biological invasions on the management and recovery of rare plants in Haleakala National Park, Maui, Hawaiian Islands. Pp. 143-158 in: M.L. Bowles & C.J. Whelan (eds.) Restoration of endangered species. Conceptual issues, planning and implementation. Cambridge University Press.
- López, P. & J. Martín. 2002. Locomotor capacity and dominance in male lizards *Lacerta monticola*: a trade-off between survival and reproductive success?. Biological Journal of the Linnean Society **77** (2): 201-209.
- López-Fuster, M.J. 2002. *Suncus etruscus* (Savi, 1822). Pp. 118-121 in L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- López-Jurado, L.F. (director) 2000. Reintroducción del lagarto gigante de El Hierro en su antiguo hábitat natural. Informe final. Proyecto LIFE B4-3200/97/254. Gobierno de Canarias.
- López-Martín, 2002. *Martes martes* (Linnaeus, 1758) Marta. Pp. 266-269 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU
- Losa, J. 1989. El macho montés. Exposición monográfica de una pieza de caza. Junta de Castilla y León.

Referencias

Lucio, A.J., F.J. Purroy & M. Sáenz de Buruaga. 1992. La perdiz pardilla (*Perdix perdix hispaniensis*) en España. ICONA, Serie técnica.

Lund, M. 1985. The “second generation” anticoagulants: a review. Acta Zool. Fennica, 173: 149-153.

Lurz, P.W.W., V.L. Armitage, S.P. Rushton & J. Gurnell. 1998. Managing Grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) populations in Britain for Red squirrel (*S. vulgaris*) conservation: A GIS and simulation modelling approach. P. 323 in S. Reig (ed.) Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain. Abstracts.

Lyll, S. 2003. The isle is full of hedgehogs: It's a prickly issue. New York Times 3/4/2003. www.nytimes.com/2003/04/04/international/europe/04HEDG.html

M

Machado, A. & F. Domínguez. 1980. Estudio sobre la presencia de la ardilla moruna en la isla de Fuerteventura. Informe para la Viceconsejería de Medio Ambiente. (en www.gobcan.es/medioambiente/exoticas.jsp).

Magiafoglou, A., M. Schiffer, A.A. Hoffmann, & S.W. McKechnie. 2003. Immunocontraception for population control: Will resistance evolve?. Immunology and Cell Biology **81** (2): 152-159

Makin, D. & H. Medelsohn. 1985. Insectivorous bats victims of Israeli campaign. BATS. Vol 2, No 4.

Maloney, R.F. & D.P. Murray. 2000. Predator visits to poison baits placed in stations and the value of baits as a tool to control predators of black stilts. Ecological management **8**: 18-30.

Mandelc, F. & S. Carr. 2000. Annual Review of the *NPWS Policy on Flying Fox and Mitigation of Commercial Crop Damage* for the 1998 - 1999 Fruit Growing Season. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 17pp.

Mandelc, F. 1999. Annual Review of the *NPWS Policy on Flying Fox and Mitigation of Commercial Crop Damage* for the 1998 - 1999 Fruit Growing Season. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 9pp.

Manson, R.H., R.S. Ostfeld & C.D. Canham. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology **14**: 355–367.

Mantel, P. 1998 Hibernation of *Trachemys scripta elegans*. Lacerta, 56

Marco, A., H. Hidalgo-Vila, N. Pérez-Santigosa, C. Díaz-Paniagua & A.C. Andreu. 2003. Potencial invasor de cágados exóticos comercializados e impacto sobre ecosistemas mediterráneos. Pp. 76-78 in: Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1.

Marco, I., M. Ruíz & S. Lavín. 1999. Origen de la epizootia de sarna sarcóptica del rebeco en la Cordillera Cantábrica. IV Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, Segovia. Resúmenes: 72-73.

Márquez, R. & M. Linaza. 2002. Conservación de los anfibios y reptiles de España. Pp 345-383. In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Referencias

- Marsh, R.E. 1994. Belding's, California, and Rock Ground Squirrels. Pp. B151-158. in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/rodents/ro_b151.pdf
- Martell, A.M. 1985. Protection of hardwood plantations from rodent damage with chemical repellents. Acta Zoologica Fennica, **173**: 185-186.
- Martí, R. & J.C. del Moral (eds). 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.
- Martín A., E. Hernández, M. Nogales, V. Quilis, O. Trujillo & G. Delgado. 1990. Libro Rojo de los vertebrados terrestres de Canarias. Servicio de Publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias.
- Martín, A., J.A. Lorenzo, B. Rodríguez & M. Nogales. 2002. Erradicación de gatos asilvestrados en el islote de Lobos. Universidad de La Laguna.
- Martín, A., M. Nogales et al. 2002. Restauración de los islotes y del risco de Famara (Lanzarote). Informe proyecto LIFE 99 NAT/E/006392. 347 pp.
- Mason, R.T. 1999. Integrated pest management: the case for pheromonal control of Habu (*Trimeresurus faldoviridis*) and brown tree snake (*Boiga irregularis*). Pages 196-205 in G.H. Rodda, Y. Sawai, D. Chiszar, and H. Tanaka (eds.), Problem snake management: habu and brown tree snake examples, Ithaca, NY: Cornell University Press.
- Masseti, M. 2002. The non-flying terrestrial mammals of the Mediterranean islands: an example of the role of the biological invasion of alien species in the homogenisation of biodiversity. Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems. Horta Açores. Council of Europe T-PVS/IAS (2002) **2**: 2-6.
- Mateo, J.A. & J.L. Silva. 2003. Gatos asilvestrados y lagartos gigantes de Canarias. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 1.
- Mateo, J.A. 2001. Plan de recuperación del lagarto gigante de la Gomera. Memoria 2001. Gesplan/Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- Matías, R. 2002. Aves exóticas que nidificam em Portugal continental. ICN-SPEA. 109pp.
- Maxell, B.A. & D.G. Hokit. 1999. Amphibians and Reptiles. Pp 2.1-2.29 in G.Joslin & H.Youmans (coords.) Effects of recreation on Rocky Mountain wildlife: A Review for Montana. Committee on Effects of Recreation on Wildlife, Montana Chapter of The Wildlife Society. 307pp.
- Mayol, J. & J. Muntaner. 1985. Censo de la población balear de Gaviota argéntea (*Larus argentatus*) y de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en 1983 y algunas consideraciones. Asturnatura, **4**: 25-32.
- Mayol, J. 1988. Un modeo demográfico aplicado al control de la población de gaviota patiamarilla en las Baleares. GIAM, Formentera, 1988: 75-79.
- Mayol, J. 2002. Pla de control de cabres en finques publicques. Inédito.
- Mayol, J. 2003. Control de los factores de amenaza sobre *Puffinus mauretanicus*. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 4
- Mazerolle, M.J. 2003. Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. Biological Conservation, **113**: 215 –223

Referencias

Mazerolle, M.J., B. Drolet & A. Desrochers. 2001. Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. Canadian Journal of Zoology, **79**: 296-302.

Mazzocchi, I. 1999. Managing Double-crested Cormorants in the Eastern Basin of Lake Ontario, 1999. AOU meeting

Mazzoni R, A.A. Cunningham, P. Daszak, A. Apolo, E. Perdomo & G. Speranza. 2003. Emerging pathogen of wild amphibians in frogs (*Rana catesbeiana*) farmed for international trade. Emerging Infectious Diseases, **9** (8): 995-998.

McCann, J.A., L.N. Arkin & J.D. Williams. 1996. Non indigenous aquatic and selected terrestrial species of Florida. Status, pathway and time of introduction, present distribution, and significant ecological and economic effects. University of Florida, Center for Aquatic Plants. aquat1.ifas.ufl.edu/mctitle.html

McClelland, P.J. 2002a. Eradication of Pacific rats (*Rattus exulans*) from Whenua Hou Nature Reserve (Codfish Island), Putauhinu and Rarotoka Islands, New Zealand. Pp: 173-181 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

McClelland, P.J. 2002b. Preparation for the eradication of Norway rats (*Rattus norvegicus*) from Campbell Island, New Zealand. P. 409 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

McCoid, M. J., E.W. Campbell III & B.C. Alokoa. 1993. Efficiency of a chemical repellent for the Brown Tree Snake (*Boiga Irregularis*). The Snake, 25: 115-119.

McCoid, M. J. & C. Kleberg. 1995. Non-native reptiles and amphibians. Pp. 433-437. In: E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran, and M. J. Mac (eds). Our Living Resources: A Report to the Nation on the Distribution, Abundance, and Health of U. S. Ecosystems. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, D. C. 530 pp

McDonald, R.A. & S. Larivière. 2001. Review of international literature relevant to stoat control. Science for Conservation, **170**. 78 p. www.doc.govt.nz/Publications/004~Science-and-Research/Science-for-Conservation/PDF/Sfc170.pdf

McFadden, I. 1984. Composition and presentation of baits, and their acceptance by kiore (*Rattus exulans*). New Zealand Wildlife Service Technical Report 7. Inédito.

McIlroy. 1990. Feral pigs. Pp.: 358-371 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Measey, G. J. 1998. Diet of feral *Xenopus laevis* in South Wales, UK. Journal of Zoology, London **246**: 287-298.

Medina, F.M. 2003. Nuevos datos sobre la introducción de vertebrados exóticos en la isla de La Palma (Islas Canarias). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 24.

Meehan, A. P., 1984. Rats and Mice. Their biology and control. Rentokil Ltd. East Grinstead. 383 pp.

Mejías, R. 1989. Campaña de control de la población de gaviotas de cames grogues a Baleares '89. Anuari Ornitològic de les Balears, 1989: 18-20.

Melgar, C. 2002. Newell's Shearwater (*Puffinus newelli*). Articles on Hawaiian Birds and birdwatching and other Pacific wildlife. www.birdinghawaii.co.uk/XNewells2.htm

Referencias

Mendenhall, V.M. & L.F. Pank. 1980. Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides. Wildlife Society Bulletin, **8**: 311-315.

Menezes, D. & P. Oliveira. 2003 Conservação da Freira da Madeira *Pterodroma madeira* através da recuperação do seu habitat. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 3.

Merson, M. H., Ryers, R. E. & Kaukeinen, D. E., 1984. Residues of the rodenticide brodifacoum in voles and raptors after orchard treatment. Journal of Wildlife Management, **48** (1): 212-216.

Merton, D., 1987. Eradication of Rabbits from Round Island, Mauritius: a conservation success story. Dodo. Journal of Jersey Wildlife Preservation Trust **24**: 19-43.

Merton, D., G. Climo, V. Laboudallon, S. Robert & C. Mander. 2002. Alien mammal eradication and quarantine on inhabited islands in the Seychelles. Pp.182-198 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Michaux, J.R., J.G. De Bellocq, M. Sarà & S. Morand. 2002. Body size increase in insular rodent populations: a role for predators?. Global Ecology & Biogeography, **11** (5): 427-436.

Micol T. & P. Jouventin. 2002. Eradication of rats and rabbits from Saint-Paul Island, French Southern Territories. Pp. 199-205 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Minkova T. & R. Roussev. 1998. 5) Other Live Trap Models (Polish and Czech Models). members.vienna.at/shrew/trapping.html#minkova

Mistry, S. 1995. The bats of India. BATS, **13** (2): 11-15

Mitchell, J. & R. Beck. 1992. Free-ranging domestic cat predation on native vertebrates in rural and urban Virginia. Virginia Journal of Science **43**: 197-206

Mitchell, N., R. Haeffner, V. Veer, M. Fulford-Gradner, W. Clerveaux, C.R. Veitch & G. Mitchell. 2002. Cat eradication and the restoration of endangered iguanas (*Cyclura carinata*) on Long Cay, Caicos Bank, Turks and Caicos Islands, British West Indies. Pp. 206-212 in C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Molina, J. 1995. El Muflón en Tenerife, breves notas de su historia. Medio Ambiente CANARIAS, **7**.

Molina, O.M. 2002. *Crocidura ossorio* Molina y Hutterer, 1989. Pp. 102-105 in L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Moller, P.E. 1994. Frogs and Toads. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. F.9-12. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf9.pdf

Molsher, R.L. 1999. The ecology of feral cats, *Felis catus*, in open forest in New South Wales: interactions with food resources and foxes. Tesis de doctorado. School of Biological Sciences, University of Sidney. Australia setis2.library.usyd.edu.au/~thesis/adt-NU/uploads/approved/adt-NU2000.0011/public/main.pdf

Monzón, G. 1996. Problemática de la presencia de cotorras en la ciudad de Barcelona. Jornadas sobre el control de estorninos y otras aves gregarias. Huesca. Pp: 37-42.

Referencias

- Moors, P.J. 1985. Eradication campaigns against *Rattus norvegicus* on the Noises Islands, New Zealand, using brodifacoum and 1080. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3: 143-155.
- Moors, P.J. 1990. Norway rat. In King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland. Pp.: 192-206.
- Moors, P. J. & I. A.E. Atkinson. 1984. Predation on seabirds by introduced animals, and factors affecting its severity. ICBP Technical Publication, 2: 667-690.
- Moors, P. J., I. A.E. Atkinson & G.H. Sherley. 1992. Reducing the rat threat to island birds. Bird Conservation International, 2: 93-114.
- Moreau, F. 1973. Alcaloïdes et plantes alcaloïfères. Presse universitaires de France.
- Morgan, B. & S. McNee. 2000. Control of the Australian ringneck parrot by trapping in south-west Western Australia. TreeNote, 34. Department of Agriculture, Western Australia. www.agric.wa.gov.au/environment/trees/publications/TreeNotes/TREENOTE34.htm
- Morris, K.D. 2002. The eradication of the black rat (*Rattus rattus*) on Barrow and adjacent islands off the north-west coast of Western Australia. Pp. 219-225 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Morris, P.A. & M.J. Morris. 1991. Removal of shrews from Ile aux Aigrettes. Unpublished report. Mauritius Government, Mauritius Wildlife Fund and Jersey Wildlife Preservation Trust. (Cited in Bell, 2002).
- Morrison, B.L. 1980. History and status of Barbary sheep in New Mexico. In: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock Texas. Pp: 15-16.
- Muntaner, J. 2002. *Bufo viridis* (Laurenti, 1768). Sapo verde. Pp 116-119. In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN-AHE.
- Muntaner, J. 2003. Gaviota patiamarilla: un invasor nativo. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 5
- Muñoz, V., A.J. Green, J.J. Negro & H. Rodríguez. 2003. Estudio de la introgresión genética de malvasía canela, especie introducida, en lapoblación española amenazada de malvasía cabeciblanca. Pp. 142-144 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1.
- Murphy, E. 1997. Secondary poisoning research in the central North Island. Pp. 75-77 in J. Sim & A. Saunders: Predator workshop 1997, St Arnaud, Nelson Lakes. Dept. Cons. Wellington, NZ.
- Murray, C. & K. Jones. 2002. Adaptive Management Strategy for the Decision Support Tool to Address Invasive Species In Garry Oak and Associated Ecosystems. Garry Oak Ecosystems Recovery Team
- Murua, R. & J. Rodríguez. 1989. An integrated control system for rodents in pine plantations in Central Chile. Journal of Applied Ecology, 26: 81-88.
- Mushet, David M., Ned H. Euliss, Bruce H. Hanson, and Sally G. Zodrow. 1997. A funnel trap for sampling salamanders in wetlands. Herpetological Review, 28(3): 132-133. www.npwrc.usgs.gov/resource/tools/funnel/funnel.htm (Version 02FEB98).

Referencias

N

- Nash, P.B. & L.A. Miller. 2000. The use of diazacon as a contraceptive in rodents. Annual Meeting WCC-95, Reno, NV, November 14-16, 2000
- Nattrass, R. 1993. A model for cat control. Urban animal management conference proceedings – Penrith. Australia.
- NBWSA. 2001. Controlling birds on commercial orchards and vineyards in South Australia. www.birdcare.asn.au/pdf/pestbird.pdf
- Negovetic, S., B.R. Anholt, R.D. Semlitsch & H.-U. Reyer. 2001. Specific responses of sexual and hybridogenetic european waterfrog tadpoles to temperature Ecology, **82**(3): 766–774.
- Neville, P.N. 1989. Feral cats: management of urban populations and pest problems by neutering. Pp. 261-267 in: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests,. Chapman and Hall. London.
- NMFS. 2000. Guidelines for electrofishing waters containing salmonids listed under the Endangered Species Act. National Marine Fisheries Service. www.nwr.noaa.gov/1salmon/salmesa/4ddocs/final4d/electro2000.pdf
- Nogales, M. & F.M. Medina. 1996. A review of the diet of feral domestic cats (*Felis sylvestris f. catus*) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. Z. Säugetierkunde, **61**: 1-6.
- Nogales, M., A. Martín, B.R. Tershy, C.J. Donlan, R. Veitch, N. Puerta, W. Wood & J. Alonso. In press. A review of feral cat eradication on islands. Conservation Biology
- Norbury, G. 2001. Conserving dryland lizards by reducing predator mediated aparent competition and direct competition with introduced rabbits. Journal of Applied Ecology, **38**: 1350-1361.
- Nores, C. 2002. *Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758. In L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU: 54-57.
- North, S.G., D.J. Bullock & M.E. Dulloo. 1994. Changes in vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. Biological Conservation, **67**: 21-28.
- Novaro, A.J., M.C. Funes, C. Rambeaud & O. Monsalvo. 2000. Calibración del índice de estaciones odoríferas para estimar tendencias poblacionales del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Patagonia. Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy, **7**(2): 81-88.
- Nowak, R.W. 1995 Walker's Mammals of the World Online. Johns Hopkins University Press. www.press.jhu.edu/books/walker/toc.html
- NSWEPA. 1998. State of the Environment Report 1997. New South Wales Environmental Protection Authority. www.epa.nsw.gov.au/soe/97/ch2/10.htm
- NPWS. 2002. Predation by *Gambusia holbrooki*- the plague minnow. Draft Threat Abatement Plan. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 64 pp.
- NPWS. 2003. Northern Plains Region Pest Management Strategy 2003-2006. National Parks and Wildlife Service Hurstville, NSW. 31 pp.
- Nugent G. 2002. Radio-Collared Pigs and Deer. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 30-37

Referencias

Nugent, G. 1988. Successful control of fallow deer by recreational hunters in the Blue Mountains, Otago. New Zealand Journal of Forestry Science, **18**: 239-252.

Nutter, F.B., J.F. Levine & M.K. Stoskopf. 1999. Preliminary report on adult and kitten survival time of feral cats in managed colonies in Randolph county, North Carolina. Wildlife Disease Conference 1999 Georgia.

O

O'Brien, P. & T. Korn. 1991. 1080-for pest control in New South Wales. Agfact A9.0.18. NSW Agriculture & Fisheries. 4 pp

O'Connor, C.E. & C.T. Eason. 2000. Rodent baits and delivery systems for island protection. Science for Conservation **150**. Department of Conservation, New Zealand.

O'Connor, C.E. 2002. Evaluation of new toxins for mustelid control. DOC Science Internal Series, **56**. 14 p.

Odell, E.A. & R.L. Knight. 2001. Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. Conservation Biology **15** (4), 1143-1150.

ODNR. Trapper education manual. Ohio Department of Natural Resources. Division of Wildlife. www.dnr.state.oh.us/wildlife/hunting/SmallGameAndTrapping/Trapping/trapedman.htm

O'Farrell, M.J., W.A. Clark, F.H. Emmerson, S.M. Juarez, F.R. Kay, T.M. O'Farrell & T.Y. Goodlett. 1994. Use of mesh live traps for small mammals: are results from Sherman live traps deceptive? Journal of Mammalogy, **75**: 692-699.

Ogan, C.V. & R.M. Jurek. 1997. Biology and ecology of feral, free-roaming, and stray cats. Pp. 87-91 in Harris, John E. & Chester V. Ogan. (Eds). Mesocarnivores of Northern California: Biology, Management, and Survey Techniques, Workshop Manual. August 12-15, 1997, Humboldt State Univ., Arcata, CA. The Wildlife Society, California North Coast Chapter, Arcata, CA. 127 p.

Ogutu-Ohwayo, R. 1993. The effects of predation by Nile perch, *Lates niloticus* L., on the fish of Lake Nabugabo, with suggestions for conservation of endangered endemic cichlids. Conservation Biology, **7** (3): 701-711.

Ogutu-Ohwayo, R. 2001. Efforts to incorporate biodiversity concerns in management of the fisheries of Lake Victoria (East Africa) Blue millennium. Managing global fisheries for biodiversity. Victoria, B.C., Canada. 25- 27 June 2001.

Olsen, G.H., R.G. Linscombe, V.L. Wright & R.A. Holmes. 1988. Reducing injuries to terrestrial furbearers by using padded foothold traps. Wildlife Society Bulletin, **16** (3): 303-307.

Oliveira, P. 2000. Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates. Malta, 3-5 Junio 1999. Proceedings: 49. Council of Europe

Oliveira, P. 2003. Recuperação dos habitats terrestres da Selvagem Grande. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 8.

Oliveira, P. & B. Heredia. 1995. Action Plan for the Madeira Laurel pigeon (*Columba trocaz*). Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds. Convention for the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, 19-21 June 1995.

Referencias

Onderka, D.K., D.L. Skinner & A.W. Todd. 1990. Injuries to coyotes and other species caused by four models of footholding devices. Wildlife Society Bulletin, **18**: 175-182.

Orchard, F. (Ed). 1999. Local experience; Geoff Burstone. Around the traps. Wildog Newsletter, 1 (1): 3. [www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/aa989bd9442abb4b4a256aa70019a279/\\$FILE/Nov1999.pdf](http://www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/aa989bd9442abb4b4a256aa70019a279/$FILE/Nov1999.pdf)

Oro, D. & A. Martínez-Vilalta. 1994. Factors affecting kleptoparasitism and predation rates upon a colony of Audouin's gull (*Larus audouini*) by yellow legged gulls (*Larus cachinnans*) in Spain. Colonial Waterbirds, **17** (1): 35-41.

Ortuño, F. & J. de la Peña. 1979. Reservas y cotos nacionales de caza. 4 vols. INCAFO, Madrid.

Orueta, J.F. 2002. Rat predation on seabirds and control measures in Chafarinas Islands. Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems. Council of Europe. Horta, Açores, 10-12 Octubre 2002. Document T-PVS/IAS (2002) 2: 17-18.

Orueta, J.F. & Y. Aranda. 2001. Methods to control and eradicate non native terrestrial vertebrates species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Council of Europe Publishing. Nature and Environment Series **118**. www.coe.int/t/e/Cultural_Cooperation/Environment/Nature_and_biological_diversity/Publications/SN118-E.pdf

Orueta, J.F. & Y. Aranda. 2003. Empleo de una trampa artesanal para capturar pequeños carnívoros en las islas Chafarinas. VI Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, Ciudad Real.

Orueta, J.F., Y. Aranda & F.J. García. 1998. Efecto del ramoneo del ciervo (*Cervus elaphus*) sobre dos especies de matorral mediterráneo en los Montes de Toledo (centro de España). Galemys, **10**: 27-36.

Orueta, J.F., Y. Aranda, T. Gómez & G.G. Tapia. 1995. Efecto del ramoneo del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) sobre matorral semiárido. II Jornadas Nacionales sobre Conservación y Estudio de Mamíferos, Soria. Resúmenes: 64.

Orueta, J.F., Y. Aranda, T. Gómez, G.G. Tapia, L. Sánchez-Mármol. 2003a. Variaciones demográficas de una población autóctona e insular: ciclo anual y recuperación después de una mortandad. En: Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1: 145-146.

Orueta, J.F., Y. Aranda, T. Gómez, G. G. Tapia, L. Sánchez-Mármol. 2003b. Cebado pulsado para la erradicación de roedores comensales en islas pequeñas. En: Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1: 249-251.

Orueta, J.F., J. Criado, Y. Aranda, G.G. Tapia, T. Gómez, M. Igual & L. Sánchez - Mármol. 1998. Experiencia de control sobre depredadores introducidos en las islas Chafarinas. XIV Jornadas Ornitológicas Españolas. La Laguna.

P

Palazón, S. & J. Ruiz-Olmo. 2003. Control de las poblaciones de visón americano en Cataluña. Pp. 252-253 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.).

Referencias

Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

Palazón, S. & J.C. Ceña. 2002. *Mustela lutrola* (Linnaeus, 1761) Visión europeo. Pp. 254-257 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Palazón, S., J.C. Ceña, J. Ruiz-Olmo, I. Moya, A. Ceña & J. Gosálvez. 1997. Distribución y status del visón europeo (*Mustela lutreola*) en la Rioja. III Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Castelló d' Ampuries, Girona: 63

Palomares, Á. 1999. El arruí en La Palma, breve reseña histórica, problemática y perspectivas. Medio Ambiente CANARIAS, 14.

Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). 2002. Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Paltridge, R. D. Gibson & G. Edwards. 1997. Diet of the feral cat (*Felis catus*) in central Australia. Wildlife Research, 24: 67-76.

Palumbo, G. & U.. GalloOrsi (comp.). 2002. Management statement for the Italian Grey Partridge (*Perdix perdix italica*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasburg. 5 pp.

Pandion, 1996. Campanya de control de la població de gavina vulgar (*Larus cachinnans*) als parcs de la CAIB. Pandion - Govern Balear, inédito. 22 pp.

Parkes, J.P. 1983. Control of feral goats by poisoning with compound 1080 on natural vegetation baits and by shooting. New Zealand Journal of Forestry Science, 13: 226-274.

Parkes, J.P. 1984. Feral goats on Raoul Island, I. Effect of control methods on their density, distribution and productivity. New Zealand Journal of Ecology, 7: 85-94.

Parkes, J.P. 1989a. A review of the control of feral goats (*Capra hircus*) in New Zealand. Forest Research Institute Report. Christchurch, 37 pp. Inédito.

Parkes, J.P. 1989b. The use of aerially-sown toxic baits to control feral goats. A preliminary investigation. Forest Research Institute Report. Christchurch, 5 pp. Inédito.

Parkes, J.P. 1990a. Feral goat control in New Zealand. Biological Conservation, 54: 335-348.

Parkes, J.P. 1990b. Eradication of feral goats on Islands and habitat islands. Journal of the Royal Society of New Zealand, 20: 297-304.

Parkes, J.P. 2001. Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: Feral livestock. Journal of the Royal Society of New Zealand, 31:233-241.

Parkes, J.P. 2002. Potential use of Rabbit Haemorrhagic Disease Virus (RHDV) as a Biocontrol Agent for European Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on Clarion Island, Mexico. Landcare Research /Island Conservation and Ecology group, University of California

Parkes, J.P., R. Henzell & G. Pickles. 1996. Managing vertebrate pests: Feral goats. Australian Government Publishing Service. Camberra.

Parmenter, S.C. & R.W. Fujimura. 1994. Application and regulation of potassium permanganate to detoxify rotenone in streams. Proceedings Of The Desert Fishes Council, 1994 Symposium, XXVI: 62-67. www.desertfishes.org/proceed/1994/vol26pt2.pdf

Parrish, K.M. 1999. Review: amphibian surveys in forests and woodlands. Contemporary Herpetology, 1 www.nhm.ac.uk/hosted_sites/ch/ch/1999/1/

Referencias

- Parshad, V.R. 1999. Rodent control in India. Integrated Pest Management Reviews, **4**: 97–126, 147.46.94.112/e_journals/pdf_full/journal_i/i13_199902_040201.pdf
- Parshad, V.R. 2002. Carbon disulphide for improving the efficacy of rodenticide baiting and trapping of the house rat, *Rattus rattus* L. International Biodeterioration & Biodegradation, **49** (2-3): 151-155
- Pascal, M., 1999. Compte-rendu factuel de l'opération d'éradication des populations de rats noirs (*Rattus rattus*) des îlets de la Réserve Naturelle de Sainte-Anne. Compte-rendu de mission, Parc Régional de la Martinique, Direction de l'Environnement de la Martinique, INRA-SCRIBE. Fort-de-France, décembre 1999 : 10 pp + anexos.
- Pascal, M. & Lorvelec O., 2001. Éradication simultanée des populations allochtones du Rat noir (*Rattus rattus*) et de la Mangouste (*Herpestes javanicus*) de l'Îlet Fajouet de ses îlots satellites (Réserve Naturelle du Grand Cul-de-Sac Marin, Parc National de la Guadeloupe, 1ermars – 5 avril 2001). Compte-rendu de mission, Parc National de la Guadeloupe, INRA-SCRIBE. Saint-Claude, Guadeloupe, juin 2001: 17 pp.
- Pascal, M. & Lorvelec O., 2003. Eradication of alien vertebrates for environmental purpose: a synthesis of the French attempts. EEI2003. I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. León España.
- Pascal, M., F. Siorat, J.-F. Cosson & H. Burin des Rozières. 1996. Éradication de populations insulaires de surmulot (Archipel des Sept Îles - Archipel de Cancale : Bretagne, France). Vie et Milieu - Life and Environment, **46** (3/4) : 267-283.
- Pascal, M., R. Brithmer, O. Lorvelec & N. Vénumière. 2003. Conséquences sur l'avifaune nicheuse de la Réserve Naturelle des Îlets de Sainte-Anne (Martinique) de la récente invasion du rat noir (*Rattus rattus*), établies à l'issue d'une tentative d'éradication. Terre et Vie N° especial **10**
- Passfield, A. & K. Passfield. 1997. Cook Islands rat eradication. Aliens, **6**: 20.
- Pech, R.P. 1996. Managing alien species: the Australian experience. In O.T. Sandlund, P.J. Schei & A Viken (Eds.) Proceedings of the Norway/UN conference on alien species 1996. DN & NINA, Trondheim. Pp.: 198-203.
- Pehrsson, S. 1994. Looking for Feral Cats. www.feralcat.com/lffc.html
- Pehrsson, S. 1995. Friends of the friendless. www.feralcat.com/fotf.html
- Pell, A.S. & C.R. Tidemann 1997a. The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in savannah and woodland in eastern Australia. Biological Conservation **79**: 145-153.
- Pell, A.S. & C.R. Tidemann. 1997b. The ecology of the Common Myna in urban nature reserves in the Australian Capital Territory. Emu, **97**: 141-149.
- Perry, G., E.W. Campbell III, G. H. Rodda & T. H. Fritts. 1998. Managing island biotas: brown tree snake control using barrier technology. Pages 138-143 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, CA). University of California at Davis, Davis, California. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-76.pdf
- Phillips, R.L. 1996. Evaluation of 3 types of snares for capturing coyotes. Wildlife Society Bulletin, **24**: 107-110.
- Phillips, R.L., K.S. Gruver & E.S. Williams. 1996. Leg injuries to coyotes captured in three types of foothold traps. Wildlife Society Bulletin, **24**: 260-263.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. Pp 501-529 In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Referencias

Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.). 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Pochop, P. A., J. L. Cummings, C. A. Yoder, and J. E. Steuber. 1998. Comparison of white mineral oil and corn oil to reduce hatchability in ring-billed gull eggs. Pages 411-413 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, California). University of California at Davis, Davis, CA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-78.pdf

Pochop, P. A., J. L. Cummings, J.E. Steuber & C. A. Yoder. 1998. Effectiveness of several oils to reduce hatchability of chicken eggs. Journal of Wildlife Management **62**(1): 395-398. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-77.pdf

Pochop, P.A., J.L. Cummings & R.M. Engeman. 2001. Field evaluation of a visual barrier to discourage gull nesting. Pacific Conservation Biology **7**: 143-145. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-64.pdf

Pontier, D., L. Say, F. Debias, J. Bried, J. Thioulouse, T. Micol & E. Natoli. 2002. The diet of feral cats (*Felis catus*L.) at five sites on the Grande Terre, Kerguelen archipelago. Polar Biology **25**: 833 –837 pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/ref/DPetal2002.pdf

Priddel, D., N. Carlile & R. Wheeler. 2000. Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage Tree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). Biological Conservation, **94**(1):115-125.

Primus, T.M., D.J. Kohler, M.A. Goodall, C. Yoder, D. Griffin, L. Miller & J. J. Johnston. 2001. Determination of 4,4-dinitrocarbanilide (DNC), the active component of the antifertility agent nicarbazin, in chicken, duck, and goose plasma. Journal of Agricultural and Food Chemistry **49**(8): 3589-3593. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-67.pdf

Puigcerver, M., S. Gallego, J.D. Rodríguez-Teijeiro, S. D'Amico & E. Randi. 1999. Hybridization and introgression of Japanese quail mitochondria DNA in common quail populations: a preliminary study. Hungarian Small Game Bulletin, **5**: 129-136.

Q

Queiroz, A.I. 2003. Invasive alien species in Portugal. Pp. 28-29 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zillett & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

R

Rainbolt, R. E. & B.E. Coblenz. 1999. Restoration of insular ecosystems: control of feral goats on Aldabra Atoll, Republic of Seychelles. Biological Invasions, **1**(4): 363-375.

Raloff, J. 2002. Slugging it out with caffeine. Science News Online. www.sciencenews.org/20020629/food.asp.

Raloff, J. 2003. Hawaii's hated frogs. Science News, **163** (1).

Referencias

- Ralph, C. J., S. G. Fancy & T. Male. 1998. Demography of an introduced Red-billed Leiothrix population in Hawaii. Condor **100**:468-473.
- Rahmaniah & L.A. Sutasurya. 1999. The effects of alpha-chlorohydrin on the gestation of the wistar rat (*Rattus norvegicus*). Biotropia, **12**: 25-30.
- Ramos, J.A. & L.R. Monteiro. 2000. Impacto de espécies exóticas na distribuição e abundância de avifauna florestal e marinha no arquipélago dos Açores. Livro de Resumos do 1º Simpósio sobre Espécies Exóticas. Lisboa, 24 e 25 de marzo de 2000. Liga para a Protecção da Natureza: 19-20.
- Rando, J.C. & M. López. 2001. Actuaciones para la conservación del lagarto canario moteado (*Gallotia intermedia*). La Laguna. 104 pp.
- Rando, J.C. 2003. Protagonistas de una catástrofe silenciosa. Los vertebrados extintos de Canarias. El Indiferente, **14**: 4-15.
- Ratcliffe, P.R. 1989. The control of red and sika deer populations in commercial forests. Pp. 98-115 in: Putman, R.J. (Ed.) Mammals as pests. Chapman and Hall. London.
- Reeve, N.J. & Bristow, S. 2001. Feasibility study on a small-scale translocation of hedgehogs from the Uists to mainland Scotland: a non-lethal alternative to humane killing to achieve hedgehog population reduction. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01LC03. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwpcr02.pdf
- Reid, D.G., L. Waterhouse, P.E.F. Buck, A.E. Derocher, R. Bettner & C.D. French. 2000. Inventory of the Queen Charlotte Islands Ermine. Pp. 397-406 in: L. Darling (ed) At Risk: Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk. February 15-19, 1999, University College of the Cariboo, Kamloops. B.C. Ministry of Environment Lands and Parks, Victoria.
- Reino, L.M. & T. Silva. 1998. The distribution and expansion of the common waxbill (*Estrilda astrild*) in the Iberian Peninsula. In: Spina, F. e Grattarola, A. (Eds.): Proceedings of the 1st Meeting of the European Ornithologists' Union. Biol. Cons. Fauna, **102**: 163-167.
- RIC. 1997. Fish collection methods and standards. Fish Inventory Unit, Aquatic Ecosystems Task Force, Resources Inventory Committee. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/aquatic/fishcol/assets/fishml04.pdf
- RIC. 1998a. Inventory methods for small mammals. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 31. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/smallmammals/assets/smlmam.pdf
- RIC. 1998b. Inventory methods for pond-breeding amphibians and painted turtles. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 37. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/pond/assets/pond.pdf
- RIC. 1999a. Inventory methods for medium-sized territorial carnivores. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 25. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/medcarn/assets/mstc.pdf
- RIC. 1999b. Inventory methods for plethodontid salamanders. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 36. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/salamanders/assets/psalm.pdf
- Richard, C.G.J. 1989. The pest status of rodents in the United Kingdom. Pp. 21-33 in: Putman, R.J. (Ed.) Mammals as pests. Chapman and Hall. London

Referencias

- Richards, G. & L. S. Hall. 2000. Australia's flying foxes at a crossroad. BATS, **18**, (2): 5-7.
- Richardson, D.M., N. Allsopp, C.M. D'Antonio, S.J. Milton & M. Rejmánek. 2000. Plant invasions: The role of mutualisms. Biological Reviews, **75**: 65-93.
- Richmond, M.E. 1997. Rodent damage management. Cornell Pest Management Recommendations for Control of Vertebrates. Cornell University.
- Rivera, X. & R. Sáez. 2003. La fauna acuática introducida y su impacto sobre los anfibios y reptiles. Quercus, **205**: 22-27.
- Robertson, H., E. Saul & A. Tiraa. 1998. Rat control in Rarotonga: some lessons for Mainland Islands in New Zealand. Ecological Management, **6**: 1-12.
- Robinson, B. 2002. TNR: How neighborhoods and communities can stop feral feline overpopulation. International Companion Animal Welfare Conference, Prague, Czech Republic. www.alleycat.org/pdf/Praguepaper3.pdf
- Robley, A., J. Parkes & D. Forsyth. 2003. Feasibility study for red fox eradication and a predator proof fence across the Yanakie isthmus, Wilson Promontory National Park. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Department of Sustainability and Environment, Melbourne. 45 pp.
- Rodda, G.H. & T.H. Fritts. 1991. The Practicality of Snake Elimination from Small Bounded Plots. Unpublished U.S. Fish and Wildlife Service report.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts & E.W. Campbell III. 1999a. The feasibility of controlling the brown treesnake in small plots. Pages 469-477 in G.H. Rodda, Y.Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds) Problem snake management: the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, New York. 534p.
- Rodda, G. H., T. H. Fritts, E. W. Campbell, G. Perry & C. P. Qualls. 2002. Practical concerns in the eradication of island snakes. Pp.: 260-265 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts, C.S. Clark & S.W. Gotte. 1999b. Trapping the Brown Tree Snake. in G.H. Rodda, Y.Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds) Problem snake management: the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, New York. 534p.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts & D. Chizar. 1997. The disappearance of Guam's wildlife: new insights for herpetology, evolutionary ecology, and conservation. BioScience **47**(9): 565-574.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts, M.J. McCoid, and E.W. Campbell, III. 1999c. An overview of the biology of the brown treesnake, *Boiga irregularis*, a costly introduced pest on Pacific Islands. Pp. 44-80 in G.H. Rodda, Y. Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds). Problem snake management: the habu and the brown treesnake. Cornell Univ. Press, Ithaca, New York.
- Rodda, G.H., R.J. Rondeau, T.H. Fritts & Maughan. 1992. Trapping the arboreal snake, *Boiga irregularis*. Amphibia-Reptilia **13**: 47-56.
- Rodríguez, C. Bustamante & J.M. Bermúdez. 2003. Nuevo vecino para el cernícalo primilla. Quercus **206**: 36
- Rodríguez-Luengo, J.L. 1988. Campaña de erradicación de gatos en Alegranza. Gobierno de Canarias. Informe inédito.
- Rodríguez-Luengo, J.L. 1993. El Muflón *Ovis ammon musimon* (Pallas, 1811) en Tenerife. Aspectos de su biología y ecología. Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna.

Referencias

- Rodríguez-Luengo, J.L. 1997. La amenaza de las ratas. Medio Ambiente Canarias, **4**. www.gobcan.es/medioambiente/revista/1997/4/108/index.html
- Rodríguez-Luengo, J.L. 2000. ¿Hay que controlar a las gaviotas? Medio Ambiente CANARIAS, **16**.
- Rodríguez-Luengo, J.L. & P. Calabuig. 1993. Programa de control de gatos asilvestrados en la isla de Lobos. Informe de actuaciones 9-13 de Agosto 1993. Gobierno de Canarias. Inédito.
- Rodríguez-Luengo, J.L., P. Fandos & R.C. Soriguer. *Ovis gmelini* Pallas, 1811. Muflón. Pp. 334-337 in Palomo, L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Rodríguez-Luengo, J.L., J. García Casanova & J.L. Martín Esquivel. 2003. Apuntes para un plan de acción sobre las EEI en Canarias. Pp 259-261 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.
- Rodríguez-Luengo, J.L. & J.C. Rodríguez-Piñero. 1987. Datos preliminares sobre la alimentación del arruí (*Ammotragus lervia*) (Bovidae) en La Palma, Islas Canarias. Vieraea **17**: 291–294.
- Rodríguez-Luengo, J.L. & J.C. Rodríguez-Piñero. 1990. El muflón: una amenaza para la flora endémica de Tenerife. Vida Silvestre, **68**: 10-16.
- Roemer, G.W., C.J. Donlan & F. Courchamp. 2002. Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: How exotic species turn native predators into prey. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, **99** (2): 791–796
- Roemer, G.W., T.J. Coonan, D.K. Garcelon, J. Bascompte & L. Laughrin. 2001. Feral pigs facilitate hyperpredation by golden eagles and indirectly cause the decline of the island fox. Animal Conservation **4**, 307–318
- Rojas, A.B. & L.J. Palomo. 2002. *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1759) Rata parda. Pp. 416-419 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Rollins, D. 1990. Coping with coyotes. Management alternatives for minimizing livestock losses. Texas Agriculture Extension Service. 16 pp.
- Román, A. 2002. *Alytes muletensis* (Sanchiz & Androver, 1977) Ferrerret. Pp 79-81 In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.
- Román, Á. & J. Mayol. 1997. La recuperación del ferrerret, *Alites muletensis*. Documents tècnics de Conservació, 2ª època, 1.
- Rose, P.M. & D. Jackson (Eds.). 1995. Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*) european status report - 1995. Wetlands International.
- Rosen, P.C. & C.R. Schwalbe. 1995. Bullfrogs: introduced predators in Southwestern wetlands. Pp. 452-454. In: E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran, and M. J. Mac (eds). Our Living Resources: A Report to the Nation on the Distribution, Abundance, and Health of U. S. Ecosystems. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, D. C. 530 pp
- Rosell, C. & J.M. Velasco. 1999. Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna. Documents dels Quaderns de medi ambient, 4. Generalitat de Catalunya. 95 pp.

Referencias

Roughton, R.D. & M.W. Sweeny. 1982. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. Journal of Wildlife Management, **46**: 217-229.

Roughton, R.D. 1982. A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. Journal of Wildlife Management, **46**: 230-234.

Rounsevell, D.E. & N.P. Brothers. 1984. The status and conservation of seabirds at Macquarie Island. ICBP Technical Publication, 2:.

Rowe, F. P. & A.B. Lazarus, A. B., 1974 a. Effects of an estrogenic steroid on the reproduction of wild rats, *Rattus norvegicus* (Berk.). Agro-Ecosystems, **1**: 57-68.

Rowe, F. P. & A.B. Lazarus. 1974 b. Reproductive activity in a wild rat, *Rattus norvegicus* (Berk.) population treated with an estrogenic steroid. Agro-Ecosystems, **1**: 227-235.

Rowell, H.C., Ritcey, J. and Cox, F., 1979. Assessment of humaneness of vertebrate pesticides. Pp 236-249 In: Proceedings of the Canadian Association for Laboratory Animal Science. The Canadian Association for Laboratory Animal Science. Calgary, Canada.

RRAC. 2003. A reappraisal of blood clotting response tests for anticoagulant resistance and a proposal for a standardised BCR test methodology. CropLife International. Technical Monograph, 2003. Rodenticide Resistance Action Committee. www.croplife.org/library/documents/Technical%20Monographs/Technical_Monograph_Feb_2003.pdf

Ruiz, A. & R. Martí. 2003. Uñas de gato, dientes de rata, al virot matan. El Escribano Digital, **43**: 8 www.seo.org/escrIBANO/escrIBANODIGITAL43.pdf

Rupp, H.R. 1995. Adverse Assessments of *Gambusia affinis*. American currents, Summer 1995. www.gambusia.net/ACmosquito.html

S

Sáenz de Buruaga, M., T. Andrés, M.A. Bravo, J. Calzada, H. Garrido, C. Gutiérrez, A. Onrubia y F. Valdera. 2003. Reconocimiento de híbridos de *Oxyura leucocephala* x *Oxyura jamaicensis*. Pp. 236-237 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1.

Sainsbury, T. & J. Gurnell. (sin fecha). Humane methods for the control of grey squirrels in Italy. 2 pp.

Salgado-Maldonado, G. 2003. The Asian fish tapeworm *Bothriocephalus acheilognathi*: a potential threat to native freshwater fish species in Mexico. Biological Invasions, **5** (3): 261-268.

Salvande, M. L.A. Gómez & A.B. Fernández. 2003. Consumo de semillas de *acebiño* (*Ilex canariensis*) por la rata (*Rattus rattus*) en distintos hábitats del monte verde en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias, España). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 23.

Sanders, M.D. & R.F. Maloney. 2002. Causes of mortality at nests of ground-nesting birds in the Upper Waitaki Basin, New Zealand: a five-year video study. Biological Conservation **106**: 225-236.

Sanger, A.C. & J.D. Koehn. 1997. Use of chemicals for carp control. Pp. 37-57 in Roberts, J. & R. Tilzey (eds.) Controlling carp. Exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water. www.clw.csiro.au/publications/controlling_carp.pdf

Referencias

- Sans, A. 2002. *Mus domesticus* Ruttly 1972. Ratón casero. Pp. 420-423 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Sarà, M. & S. Morand. 2002. Island incidence and mainland population density: mammals from Mediterranean islands. Diversity and Distributions, **8** (1): 1-9.
- Sargeant, G. A., D. H. Johnson & W. E. Berg. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. Journal of Wildlife Management **62**:1235-1245.
- Saunders, G., J. McIlroy, M. Berghout, B. Kay, E. Gifford, R. Perry & R. van de Ven. 2002. The effects of induced sterility on the territorial behaviour and survival of foxes. Journal of Applied Ecology **39** (1): 56-66.
- Savarie, P.J. & R.L. Bruggers. 1999. Candidate repellents, oral and dermal toxicants, and fumigants for the Brown Tree Snake control. Pp. 417-422 in G.H. Rodda, Y.Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds), Problem Snake Management: Habu and Brown Tree Snake Examples, Ithaca, NY: Cornell University Press. www.fort.usgs.gov/resources/education/bts/resources/pdf/candrep-A.pdf
- Savarie, P.J., R.L. Bruggers & W.S. Wood. 1991. Methyl Bromide Fumigation of Brown Tree Snake on Guam. Unpublished U.S. Department of Agriculture report submitted to U.S. Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, October 25, 1991
- Savarie, P.J., J.A. Shivik, G.C. White, J.C. Hurley & L. Clark. 2001. Use of acetaminophen for large-scale control of brown treesnakes. Journal of Wildlife Management **65**(2): 356-365. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-68.pdf
- Savory, T. 1991. Game fencing with power fencing. To electrify or not?. Wildlife Symposium Small
- Sax, D.F. 2002. Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California Global Ecology & Biogeography, **11**, 49-57
- Schaffer, E.W., R.D. Brunton & N.F. Lockyer. (sin fecha). Secondary hazards to animals feeding on red-winged blackbirds killed with 4-aminopyridine baits. www.avitrol.com/Support_Files/Documentation/2NDARY.pdf
- Schmidt, R.H. 1994. Shrews. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Vol. 1. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. D.87-91. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/mammals/mam_d87.pdf
- Scholefield, R.J. & J.G. Seelye. 1992. Toxicity of 2', 5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) to three genera of larval lampreys. Technical Report 57. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. pp. 1-6.
- Schüle, W. 2000. Preneolithic navigation in the Mediterranean: a palaeoecological approach. Mediterranean Prehistory Online, **2**.
- Schuster, C. & R. Vicente-Mazariegos. 2003a. Control y erradicación de perros cimarrones y gatos asilvestrados en el Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote-Islas Canarias). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 25.
- Schuster, C. & R. Vicente-Mazariegos. 2003b. Campaña de control de ratas en el Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote-Islas Canarias). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 26.
- Schuyler, P.T., D. Garcelon & S. Escover. 2002. Control of feral goats (*Capra hircus*) on Santa Catalina Island, California, USA. Pp: 412-413 In C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning

Referencias

the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Seamans, T. W. & J. L. Belant. 1999. Comparison of DRC-1339 and alpha-chloralose as herring gull toxicants. Wildlife Society Bulletin **27** (3): 729-733. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-60.pdf

Sedgeley, J. & C. O'Donnell. 1996. A technique for harp-trapping at bat roosts in tall forest canopy. Poster paper, *7th Australasian Bat Conference*, April, 1996, Naracoorte, S.A., Australasian Bat Society, 1996

Seelbach, Paul W., G. L. Towns, and D. D. Nelson. 2000. Guidelines for sampling warmwater rivers with rotenone. Chapter 22 in Schneider, J.C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor. www.michigandnr.com/PUBLICATIONS/PDFS/ifr/manual/SMII%20Chapter22.pdf

Seelye, J.G., D.A. Johnson, J.G. Weise & E. L. King, Jr. 1988. Guide for determining application rates of lampricides for control of sea lamprey ammocetes. Technical Report 52. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 24 p.

Seguí, B. & L. Payeras. 2002. *Capra aegagrus* Erxleben, 1777. Cabra mallorquina. Pp. 330-333 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU

SFSPCA. Feral cats on the firing line. www.sfspca.org/gifs/pdf_feralcats/firing.pdf

Sherley, G. (ed). 2000. Invasive Species in the Pacific: A Technical Review and Draft Regional Strategy. South Pacific Regional Environment Programme, Samoa. http://www.hear.org/pier/pdf/invasive_species_technical_review_and_strategy.pdf

Shi, D., X. Wan, S.A. Davis, R.P. Pech & Z. & Zhang. 2002. Simulation of lethal control and fertility control in a demographic model for Brandt's vole (*Microtus brandti*). Journal of Applied Ecology **39**: 337-348.

Shigesada, N. & K. Kawasaki. 1997. Biological invasions: Theory and practice. Oxford University Press.

Shine, C. 1996. Importation and introduction of alien species: the legal point of view. Pp. 15-28 in A.E. Baldacchino & A. Pizzuto (Eds.) Introduction of alien species of flora and fauna. Proceedings, Qawra, Malta.

Shivik, J.A. 1998. Brown tree snake response to visual and olfactory cues. Journal of Wildlife Management **62**(1):105-111. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-82.pdf

Shumake, S.A. & A.A. Hakim. 2001. Evaluating Norway rat response to attractant and repellent odors to improve rodenticide baiting effectiveness. Pages 103-110 in M C. Brittingham, J. Kays and R. McPeake editors, Proceedings of the Ninth Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-76.pdf

Sick, H. 1984. Ornitologia Brasileira. Uma introdução. Editora Universidade de Brasília.

Silva, T., L.M. Reino & R. Borralho. 2002. A model for range expansion of an introduced species: the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. Diversity & Distributions **8** (6): 319-326.

Simberloff, D. & P. Stiling. 1996. Risk of species introduced for biological control. Biological Conservation, **78**: 185-192.

Sime, C.A. 1999. Domestic dogs in wildlife habitats. Pp. 8.1-8.17 in G.Joslin and H.Youmans, (coords) Effects of recreation on Rocky Mountain wildlife: A Review for Montana.

Referencias

Committee on Effects of Recreation on Wildlife, Montana Chapter of The Wildlife Society. 307pp. www.montanatws.org/PDF%20Files/8dogs.pdf

Singh, S.K. & S. Chakravarty, 2003. Antispermatic and antifertility effects of 20,25-diazacholesterol dihydrochloride in mice. Reproductive Toxicology, **17** (1): 37-44.

Skinner, D.L. & A.W. Todd. 1990. Evaluating efficiency of footholding devices for coyote capture. Wildlife Society Bulletin, **18**: 166-175.

Skua. 2002. Control de gatos *Felis catus* en colonias de pardela balear *Puffinus mauretanicus* de la isla de Formentera. Estudio preliminar. Direcció General de Biodiversitat Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears.

Slade, N. A., M. A. Eifler, N. M. Gruenhagen and A. L. Davelos. 1993. Differential effectiveness of standard and long Sherman live traps in capturing small mammals. Journal of Mammalogy, **74**: 156-161.

Slater, M.R. 2002. Community approaches to feral cats: problems, alternatives and recommendations. Humane Society Press, Washington files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater1.pdf files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater2.pdf files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater3.pdf files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater4.pdf

Slott, V.L., S.C. Jeffay, C.J. Dyer, R.R. Barbee & S.D. Perreault. 1997. Sperm motion predicts fertility in male hamsters treated with alpha-chlorohydrin. Journal of Andrology, **18**: 708-716.

Smal, C.M. 1991. Population studies on feral mink *Mustela vison* in Ireland. Journal of Zoology, London, **224**: 233-249.

Smallshire, D. & J. W. Davey. 1989. Feral Himalayan porcupines in Devon. Nature in Devon, Journal of Devon Wildlife Trust, **10**: 62-69.

Smith, A. E., S. R. Craven & P. D. Curtis. 1999. Managing Canada geese in urban environments. Jack Berryman Institute Publication 16, Cornell University Cooperative Extension, Ithaca, N.Y. www.berrymaninstitute.org/PDF/urbangeese.pdf

Smith, B.R., J.J. Tibbles & B.G.H. Johnson 1974. Control of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lake Superior, 1953-70. Technical Report 26. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 60 pp. www.glfsc.org/pubs/TechReports/Tr26.pdf

Smith, P.A., T.R. Leah & J.W. Eaton. 1997. Removal as an option for management of an introduced piscivorous fish - the zander. Pp. 74-86 in Roberts, J. & R. Tilzey (eds.) Controlling carp. Exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water. www.clw.csiro.au/publications/controlling_carp.pdf

Smith, W.K., K.E. Church, J.S. Taylor, D.H. Rusch & P.S. Gipson. 2001. Modified decoy trapping of male ring-necked pheasant (*Phasianus colchicus*) and northern bobwhite (*Colinus virginianus*). Game and Wildl. Sci., **18** (3-4): 581-586.

Sol, D. 1998. Gaviotas, palomas y el fracaso del control de poblaciones de aves por eliminación. Quercus, **146**: 31-34.

Sol, D., D.M. Santos, E. Fera & J. Clavell. 1997. Habitat selection by the monk parakeet during colonization of a new area in Spain. The condor, **99**: 39-46.

Solman, E.F. 1994. Gulls. Pp. E49-52 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e49.pdf

Referencias

Soriguer, R.C. 1981. Biología y dinámica de una población de conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. Doñana Acta Vertebrata, **8**: 1-379.

Spaulding, S.R., R.B.L. Vanlier & M.E. Tarrant. 1985. Toxicity and efficacy of bromethalin. Acta Zoologica Fennica, 173: 171-172.

Spreyer, M.F. & E.H. Bucher. 1998. Monk Parakeet. The Birds of North America (excerpts), **322**. www.birdsofna.org/excerpts/monk.html

Stachecki, J.A. (ed.) 1998. Aquatic Pest Management. A Training Manual for Commercial Pesticide Applicators (Category 5). C.J. Randall (rev.) Extension Bulletin E –2437. Michigan State University Extension www.msue.msu.edu/msue/imp/modet/morefile/e-2437.pdf

Stahl R.S., K., VerCautere, D. Kohler, J.J. Johnston. 4,4'-Dinitrocarbanilide (DNC) concentrations in egg shells as a predictor of nicarbazin consumption and DNC dose in goose eggs. Pest Management Science, **59**(9) :1052-1056.

Stapp, P. 2002. Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shinat Islands, Scotland. Journal of Applied Ecology, **39**: 831-840.

Stapp, P. & G.A. Polis. 2003. Marine resources subsidize insular rodent populations in the Gulf of California, Mexico. Oecologia, **134**: 496 –504.

Stefferdud, S, J. Stefferud, R. Clarkson, J. Heinrick, J. Slaughter & R. Bettaso. 2002. 6. Area report: Lower Colorado. Desert Fishes Council 34th meeting, San Luís de Potosí, México. www.desertfishes.org/meetings/2002/abstracts.html

Stenseth, N.C. 1981. How to control pest species: application of models from the theory of island biogeography in formulating pest control strategies. Journal of Applied Ecology, **18**: 773-794.

STGTAVS. 2003. Plan de erradicación del murciélago frugívoro egipcio *Rousettus egyptiacus* (Geoffroy, 1810), en la isla de Tenerife. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 18.

Stone, R.D. 1989. Moles as pests. In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 65-80. Chapman and Hall. London

Summers, S.G., G.H. Eckrich & P.M. Cavanagh. 2000. Brown-headed cowbird control program on Fort Hood, Texas, 1999-2000. In Endangered species monitoring and management at Fort Hood, Texas: 2000 annual report. Fort Hood Project, The Nature Conservancy of Texas, Fort Hood, Texas, USA. cswgcin.nbi.gov/speciesatrisk/Annual_Report_2000/

Swihart, R.K., M.J.I. Mattina & J.J. Pignatello. 1995. Repellency of predator urine to woodchucks and meadow voles. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 271-284.

T

Taylor, J.M. Fauna of Australia. 63- Collection and preservation of mammals. Australian Biological Resources Study. Australian Government. www.ea.gov.au/biodiversity/abrs/online-resources/abif/fauna/foa/pubs/volume1b/63-ind.pdf

Taylor, D. & L. Katahira. 1988. Radiotelemetry as an aid in eradicating remnant feral goats. Wildlife Society Bulletin, **16**: 297 .

Referencias

Taylor, R.H. 1984. Distribution and interactions of introduced rodents and carnivores in New Zealand. Acta Zoologica Fennica, **172**: 103-105.

Taylor, R.H. & B.W. Thomas. 1993. Rats eradicated from rugged Breaksea Island (170 ha), Fiorland, New Zealand. Biological Conservation, **65**: 191-198.

Temby, I.D. 2002. Pieces of Silver: Examples of the economic impact and management of the silver gull (*Larus novaehollandiae*) in Melbourne, Australia. Pp. 154-162 in Clark, L., J. Hone, J. A. Shivik, R. A. Watkins, K. C. Vercauteren & J. K. Yoder, (eds.) Human conflicts with wildlife: economic considerations. Proceedings of the Third NWRC Special Symposium. National Wildlife Research Center, Fort Collins, Colorado, USA.

Tewes, E. & J.J. Sánchez Artés. 2001. Programa de control de gatos asilvestrados en Baleares. Proyecto Piloto II. Evaluación de un segundo lugar de actuación. Informe de prospección en Formentera. Informe inédito de la BVCF.

Tewes, E. & M. Jiménez. 2000. Programa de control de gatos asilvestrados en Mallorca. Proyecto Piloto. Informe inédito de la BVCF.

The Mammal Society. 1997. Look what the cat's brought in! www.abdn.ac.uk/mammal/catkills1.htm

Thomas, B.W. & R.H. Taylor. 2002. A history of ground-based rodent eradication techniques developed in New Zealand, 1959-1993. Pp. 301-310 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Thomas, G.J. 1972. A review of Gull damage and management methods at Nature reserves. Biological Conservation, **4**: 117-127.

Thomas, R. 2002a. Background and Beginnings of Otago Judas Work. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 16-19

Thomas, R. 2002b. Catlins Goat Programme. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 54-59

Thompson, M. 2001. Hedgehogs- a threat to waders in the western isles of Scotland. Aliens, **14**: 18.

Thorsen, M. & R. Shorten. 1997. Attempted Eradication of Norway Rats During Initial Stages of an Invasion of Frégate Island, Seychelles. Independent Report to BirdLife International, Frégate Island Resorts Ltd., Seychelles Department of Conservation and National Parks, New Zealand Department of Conservation, Mauritian Wildlife Foundation.

Thorsen, M., R. Shorten, R. Lucking & V. Lucking. 2000. Norway rat (*Rattus norvegicus*) on Frégate islnad, Seychelles: the invasion, subsequent eradication attempts and implication for the island's fauna. Biological Conservation, **96**: 133-138.

Thorstrom, R.K. 1996. Methods for capturing tropical forest birds of prey. Wildlife Society Bulletin, **24**: 516-520.

Tidemann, C. 1994. Do cats impact on wildlife? Urban animal management conference proceedings – Camberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/tidemann.htm

Tillman, E.A., A. van Doorn & M.L. Avery. 2001. Bird damage to tropical fruit in south Florida. Pages 47-59 in M C. Brittingham, J. Kays and R. McPeake editors. Proceedings of the Ninth

Referencias

Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-79.pdf

Timm, R.M. 1994. Description of active ingredients. Pp. G23-61 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/active.pdf

Tobin, M.E., A.E. Koehler, R.T. Sugihara & M.E. Burwash. 1995. Repellency of mongoose feces and urine to rats (*Rattus* spp.). Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 285-300.

Tomkins, R. J. 1985. Breeding success and mortality of dark-rumped petrels in the Galapagos and control of their predators. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, **3**: 159-175.

Townsend, M.G., P.J. Bunyan, E.M. Odam, P.I. Stanley & H.P. Wardall. 1984. Assessment of secondary poisoning hazard of warfarin to least weasels. Journal of Wildlife Management, **48**: 628-632.

TPW. Sin fecha. Trapping brown-headed cowbirds to control songbird nest parasitism. Texas Parks and Wildlife. 15 pp. www.tpwd.state.tx.us/conserves/pdf/cowbirds.pdf

Transport Canada. 2002. Wildlife Control Procedures Manual.

Travaini, A., R. Laffitte & M. Delibes. 1996. Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. Wildlife Society Bulletin, **24**: 500-504

Trout, R.C., J. Ross, A.M. Tittensor & A.P. Fox. 1992. The effect on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. Journal of Applied Ecology, **29**: 679-686.

Tustin, K.G. 1990. Himalayan tahr. Pp. 392-406 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Tuttle, M. D. 1984. Fruit bats exonerated. BATS, **1** (2): 1

TWDMS. 1998a. Controlling Skunk damage. Wildlife Damage Management L-1901. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998b. Controlling Raccoon damage. Wildlife Damage Management L-1902. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998c. Controlling Pocket Gopher damage. Wildlife Damage Management L-1904. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

TWDMS. 1998d. Controlling Opossum damage. Wildlife Damage Management L-1907. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998e. Trapping Coyotes. Wildlife Damage Management L-1908. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

TWDMS. 1998f. Controlling coyotes with snares. Wildlife Damage Management L-1917. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998g. Controlling beaver damage. Wildlife Damage Management L-1911. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

TWDMS. 1998h. Snakes and their control. Wildlife Damage Management L-1912. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

Referencias

- TWDMS. 1998i. Controlling tree squirrels in urban areas. Wildlife Damage Management L-1914. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998j. Control of rats and mice. Wildlife Damage Management L-1916. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998k. Controlling feral pigeons. Wildlife Damage Management L-1919. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998l. Controlling roosting birds in urban areas. Wildlife Damage Management L-1921. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998m. Controlling Feral Hog damage. Wildlife Damage Management L-1925. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp. www.wildlifemanagement.info/publications/wild_hogs_2.pdf
- Twigg, L.E. & C.K. Williams. 1999. Fertility control of overabundant species; can it work for feral rabbits? Ecology Letters, **2**: 281-285.
- Twigg, L.E. S.L. Griffin & C.M. O'Reilly. 1996. Live capture techniques for the European rabbit. Western Australian Naturalist, **21**:131-140.
- Twigg, L.E., T.J. Lowe, G.R. Martin, A.G. Wheeler, G.S. Gray, S.L. Griffin, C.M. O'Reilly, D.J. Robinson & P.H. Hubach. 2000. Effect of surgically imposed sterility on free-ranging rabbit population. Journal of Applied Ecology, **37**: 16-39.

U

- Uist Wader Project. 2002a. All about Uist waders. UWP Fact Sheet 3, July 2002. Uist Wader Project. 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp01.pdf
- Uist Wader Project. 2002b. All about Uist hedgehogs. UWP Fact Sheet 3, July 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp03.pdf
- Uist Wader Project. 2002c. Catching hedgehogs. UWP Fact Sheet 4, July 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp04.pdf
- Uist Wader Project. 2002d. Fencing. UWP Fact Sheet 5, July 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp05.pdf
- Uist Wader Project. 2002e. Animal welfare issues. UWP Factsheet 6. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp06.pdf
- Uist Wader Project. 2002f. Three potential methods of reducing the non-native Uist hedgehog population to conserve breeding waders: animal welfare and conservation. Uist Wader Project report. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp01.pdf
- Umeda, K. & L. Sullivan. 2001. Evaluation of Methyl Anthranilate for use as a Bird repellent in selected crops. 2001 Vegetable Report. College of Agriculture & Life Sciences, The University of Arizona.
- Unisense Foundation. 2002. Tammar Wallaby reintroduction to the South Australian mainland. www.unisensefoundation.org/tammar.html
- Uphan, L.L. 1980. BLM's current status of exotic wildlife species and exotic introduction policy. Pp: 17-18 in C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas.

Referencias

Urioste Rodríguez J. A. de & M. J. Bethencourt Linares. 2001. Rana toro y sapo marino: la amenaza que viene. Medio Ambiente CANARIAS, 21. www.gobcan.es/medioambiente/revista/2001/21/269/index.html

USFWS. 1999. Lower Keys Rabbit. Multi-Species Recovery Plan for South Florida. US Fish and Wildlife Service – Southeast Region, Atlanta. Pp: 151-171.

USGS. 2000. Sea lamprey—A Great Lakes invader. Great Lakes Science Center. United States Geological Survey. Fact Sheet 2000-8.

V

van Aarde, R. 1984. Population biology and the control of feral cats on Marion Island. Acta Zoologica Fennica, 172: 107-110.

van Rensburg, P.J.J., J.D. Skinner & R.J. van Aarde. 1987. Effects of feline panleucopenia on the population characteristics of feral cats on Marion Island. Journal of Applied Ecology, 24: 63-73.

van Riper, C., III, S. G. van Riper, M. L. Goff & M. Laird. 1986. The epizootiology and ecological significance of malaria in Hawaiian land birds. Ecological Monographs 56: 327-344.

Varnham, K.J., S.S. Roy, A.S. Seymour, S. Harris, J. Mauremootoo & C.G. Jones. 2002. Eradicating Indian Musk Shrews (*Suncus murinus*) from offshore islands. Pp: 342-349 In C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Veitch, C.R. 1985. Methods of eradicating feral cats from offshore islands in New Zealand. En: Moors, P.J. (Ed.) Conservation of islands Birds. ICBP Technical Publication, 3: 125-141.

Veitch, R. 1994. The impact of domestic animals on urban wildlife - eradication or damage control. Urban animal management conference proceedings – Camberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/veitch.htm

Velasco, J.M., M. Yanes & F. Suárez. 1995. El efecto barrera en vertebrados. Medidas correctoras en las vías de comunicación. CEDEX, Madrid.

Veltman C.J. & J. Parkes. 2002. The potential of poisoned foliage as bait for controlling feral goats (*Capra hircus*). Science for conservation 204. Department of Conservation, Wellington NZ. 21pp.

Vercauteren, K.C., M.J. Pipas & K.L. Tope. 2001. Evaluations of nicarbazin-treated pellets for reducing the laying and viability of Canada goose eggs. Pages 337-346 in M C. Brittingham, J. Kays and R. McPeake editors, Proceedings of the Ninth Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-80.pdf

Vicens, M. 2002. Plan de recuperación para un endemismo balear. Conservación Vegetal 7: 7-8.

Victorian Pest Management. 2002. Wild Dog management strategy. A framework for action. Department of Natural Resources and Environment. The State of Victoria. [www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/038a3d1c93643e3bca256bd000166fa7/\\$FILE/VPMF+WDogs1.pdf](http://www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/038a3d1c93643e3bca256bd000166fa7/$FILE/VPMF+WDogs1.pdf)

Referencias

Vidal, E. F. Médail, T. Tatoni, P. Vidal & P. Roche. 1998a. Functional analysis of the newly established plants induced by nesting gulls on Riou archipelago (Marseille, France). Acta Oecologica, **19** (3): 241-250.

Vidal, E. F. Médail & T. Tatoni. 1998b. Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. Biodiversity and Conservation, **7**: 1013-1026.

Vidal, T. & M. Delibes. 1987. Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. Ecología: 145-152.

Vogel, P., J.-F. Cosson & L.F. López Jurado. 2003. Taxonomic status and origin of the shrews (*Soricidae*) from the Canary islands inferred from a mtDNA comparison with the European *Crocidura* species. Molecular Phylogenetics and Evolution, **27**: 271 –282.

W

Wanless, S., M.P. Harris, J. Calladine & P. Rothery. 1996. Modelling responses of herring gull and lesser black-backed gull populations to reduction of reproductive output: implications for control measures. Journal of Applied Ecology, **33**: 1420-1432.

Waples, K. 2001. Annual Review of the *NPWS Policy on Flying Fox and Mitigation of Commercial Crop Damage* for the 2000-2001 Fruit Growing Season. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 18pp.

Warner, R. E. 1968. The role of introduced diseases in the extinction of the endemic Hawaiian avifauna. Condor **70**:101-120.

Wauters, L.A., I. Currado, P.J. Mazzoglio & J. Gurnell. 1997. Replacement of red squirrels by introduced grey squirrels in Italy: evidence from a distribution survey. In J. Gurnell & P.W.W. Lurz (eds.): The conservation of red squirrels, *Sciurus vulgaris* L. PTES, London.

Wauters, L. & J. Gurnell. 1998. Does the presence of grey squirrels affect the activity pattern and foraging behaviour of red squirrels? In S. Reig (ed) Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain. Abstracts: Addenda.

Wauters, L.A., J. Gurnell, I. Currado & P.J. Mazzoglio. 1997. Grey squirrels *Sciurus carolinensis* management in Italy - squirrel distribution in a highly fragmented landscape. Wildlife Biology, **3**: 117-124.

Webb, C. 1995. Management of unowned cat colonies. Urban animal management conference proceedings – Melbourne. Australia.

Wheeler, S.H. & D.R. King. 1985. The European rabbit in South-Western Australia III. Survival. Australian Wildlife Research, **12**: 213-225.

Whisson, D. and T. Moore. 1997. An annotated bibliography on the ferret (*Mustela putorius furo*). California Department of Fish and Game, Bird and Mammal Conservation Program Report 97-3. 37pp. www.dfg.ca.gov/hcpb/info/bm_research/bm_pdfrpts/97_03.pdf

Whittaker, J. C. & G. A. Feldhamer. 2000. Relative effectiveness of three live trap types for *Blarina* (Insectivora: Soricidae) and description of a new trap design. Mammalia, **64**: 118-124. (ver diseño en campus.pc.edu/faculty/jwhittak/RussianTrap/RussianTrapa.html).

Referencias

Wildlife Society. 2002. Wildlife Policy Statement - Feral and free-ranging domestic cats. Reviewed and re-adopted 24 September 2002. www.wildlife.org/policy/index.cfm?tname=policystatements&statement=ps28

Williams, D.E. & R.M. Corrigan. 1994. Pigeons (Rock doves). In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E87-96. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e87.pdf

Wilson, P.M., C.R. Tidemann & H.R.C. Meischke. 1994. Are cats on rubbish dumps a problem? Urban animal management conference proceedings – Camberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/wilson.htm

Winter, L. (Sin fecha). Myths and Facts About “Managed” Cat Colonies. www.abcbirds.org/cats/myths.pdf

Wise, M.H., I.J. Linn & C.R. Kennedy. 1981. A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. Journal of Zoology, London, **195**: 181-213.

Wissman, M.A. 1999. Sarcocystosis. Exotic Pet Vet. Net.,. 6 pp. www.exoticpetvet.net/avian/pdfs/sarcocystosis.pdf

Witmer, G.W., E.W. Campbell III & F. Boyd. 1998. Rat management for endangered species protection in the U.S. Virgin Islands. Pages 281-286 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, California). University of California at Davis, Davis, CA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-94.pdf

Wittenberg, R. & M.J.W. Cock (eds.) 2001. Invasive Alien Species. How to address one of the greatest threats to biodiversity: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228. www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/100Toolkitfin.pdf

Woelfl, S. & M. Woelfl, M. 1997. Coyote, *Canis latrans*, visitations to scent stations in southeastern Alberta. Canadian Field-Naturalist, **111** (2): 200-203

Wong, C.K. 2000. Longan production in Asia. FAO, Bangkok.

Wren Green. 2000. Biosecurity threats to indigenous biodiversity in New Zealand. An Analysis of Key Issues and Future Options. Wren Green, EcoLogic Conservation Consultants, 61pp.

X

Y

Yésou, P. 2003. Le Goéland argenté : *Larus argentatus* Pontoppidan, 1763. Pp: 215-219 in M. Pascal, O. Lorvelec, J.-D. Vigne, P. Keith & P. Clergeau (coord) Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions. INRA, CNRS, MNHN. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France.

Yom-Tov, Y. 1980. The timing of pest control operations in relation to secondary poisoning prevention. Biological Conservation, **18**: 143-147.

Referencias

Z

Zamorano, E. & L.J. Palomo. 2002. *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) Rata negra. Pp. 412-415 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Zann, R.A., S.R. Morton, K.R. Jones & N. Burley. 1995. The timing of breeding of Zebra Finches in relation to rainfall in central Australia. Emu **95**: 208-222.

Zaubrecher, K.I. & R. E. Smith. 1997. Neutering of feral cats as an alternative to eradication programs. www.feralcat.com/zaunbrecher.html

Zeedyck, W.D. 1980. Status of the Barbary sheep on National Forest and National Grasslands in New Mexico. In: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas. Pp: 20-21.

Zhengwang, Z. & S. Quanhui. 2001. Studies on habitat selection and home range of Reeves's Pheasant using radiotracking techniques. Tragopan, **15**: 16-17.

Zielinski, W.J. & T.E. Kucera. 1995. American marten, fisher, lynx and wolverine: survey methods for their detection. U.S.D.A. Forest Service, General Technical Report PSW-GTR-157. www.fs.fed.us/psw/publications/documents/gtr-157/

Zino, F., B. Heredia & M. Biscoito. 1995a. Action Plan for the Fea's petrel (*Pterodroma feae*). Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds. Convention for the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, 19-21 June 1995.

Zino, F., B. Heredia & M. Biscoito. 1995b. Action Plan for the Zino's petrel (*Pterodroma madeira*). Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds. Convention for the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, 19-21 June 1995.