

## CAPÍTULO 7

# MEDIDAS DE CONTROL Y ERRADICACIÓN

### 7.1. INTRODUCCIÓN

Ya se ha comentado en varias ocasiones que la gestión de EEI es mucho más eficaz y económica cuanto antes se actúe. La prevención es más efectiva que cualquier medida de control o erradicación. Esta, a su vez, será tanto más rentable en esfuerzo y resultados cuanto más rápida, para lo cual las redes de detección temprana y los planes de contingencia tienen especial relevancia.

Por lo tanto, la existencia de métodos más o menos comprobados de control de EEI no debe en ningún caso ser una justificación para no aplicar todas las medidas preventivas disponibles y profundizar en el conocimiento de otras nuevas que permitan controlar efectivamente la introducción, tanto involuntaria como intencional, de EEI.

Las herramientas existentes en la actualidad para el control de especies son aplicables, según las circunstancias y el grado de invasión, tanto a las operaciones de control como a las de erradicación.

Para la definición de los métodos se van a separar por su carácter, independientemente del grupo taxonómico, en tres grandes grupos.

- Control físico
- Control químico
- Control biológico

Existen algunas recopilaciones de métodos de control de EEI. En vertebrados insulares existe una publicación en línea (**Orueta**, 2003). Se han escrito numerosas obras sobre el uso de pesticidas y otros métodos para el control de las “malas hierbas”, muchas de las cuales son EEI; en todo caso, los métodos aplicables son análogos. Existen, por ejemplo, multitud de manuales de extensión agraria, tanto impresos como en Internet. Sin embargo, no siempre estas publicaciones están orientadas a la conservación de la naturaleza, aunque aconsejen minimizar el uso de productos químicos. **Tu et al.** (2001), hacen una revisión de métodos de todo tipo para el control de vegetales exóticos invasores y el programa *Working for Water* en Sudáfrica tiene un resumen muy gráfico sobre métodos de control de especies leñosas en [www-dwaf.pwv.gov.za/wfw/Control/](http://www-dwaf.pwv.gov.za/wfw/Control/). Previamente a la aplicación de cualquiera de estos métodos, deberá realizarse un análisis de riesgos adecuado a la envergadura del problema y a

las características de la solución propuesta. Los métodos aplicados en otros lugares no tienen porqué ser ni eficaces ni adecuados en circunstancias nuevas.

En este capítulo se repasan brevemente los métodos más conocidos de control de EEI y en el apartado 7.6 se describen algunas de las experiencias realizadas en España sobre estas especies.

### 7.2. DETECCIÓN TEMPRANA

Un protocolo de detección temprana permite que, inmediatamente después de aparecer una EEI, ésta sea detectada y se tomen las medidas para proceder a su control. Para una adecuada detección temprana es fundamental la vigilancia continua. Se necesitan métodos capaces de detectar especies a un bajo nivel de densidad para asegurar la efectividad de dicha herramienta de gestión. Por norma general, el monitoreo, como otras acciones en materia de EEI, se desarrolla con más asiduidad en áreas protegidas o sensibles, donde la protección es prioritaria.

Algunos organismos han desarrollado herramientas para favorecer la detección temprana. Cabe destacar el trabajo del PMEI (GISP) en la creación de una base de datos con un Sistema de Detección Temprana.

La EPPO (<http://www.eppo.org>) junto con la CABI (<http://www.cabi.org/>) ha elaborado unas líneas orientadoras y hojas de datos sobre las plagas que precisan cuarentena en Europa, que contienen información sobre la identidad de la plaga, los hospedadores, el área de distribución, la biología, los métodos para la detección e identificación, los medios de dispersión, la trascendencia de la plaga, las medidas fitosanitarias y fuentes bibliográficas. Además, el Servicio de Alerta de Plagas de la EPPO está desarrollando sistemas de detección de nuevas EEI.

Del mismo modo, la FAO en colaboración con la CABI ha producido manuales para la identificación y detección de especies invasoras como artrópodos, nematodos, hongos, bacterias, virus y plantas en sistemas de cultivo en el Este y el Sur de África, que pueden resultar orientativos.

La consulta de listados y el uso de las fuentes de información es un elemento clave. Los esfuerzos deben dirigirse a detectar las especies en los puntos de entrada de EEI (especialmente en los puntos de riesgo).

Es importante recoger, analizar y circular la información relativa a las EEI y los métodos para detectar su presencia, así como desarrollar una base de datos para la identificación rápida de EEI a escala nacional y en colaboración con otros países y con otros socios comerciales. Por otro lado, vigilar con regularidad las áreas vulnerables a invasiones biológicas es de suma importancia. Sería muy beneficiosa la elaboración de materiales que puedan distribuirse entre agricultores, jardineros, ornitólogos, pescadores, cazadores, buceadores, fotógrafos, naturalistas, etc., de modo que se pueda contar con su apoyo en la detección de determinadas EEI. Ya se han realizado campañas de este tipo para implicar a los pescadores en la detección de especies de *Caulerpa* (ver 2.5) y numerosos ornitólogos aficionados han contribuido a detectar ejemplares de *Oxyura jamaicensis* (ver 7.6).

Para reducir el tiempo transcurrido entre la detección de una EEI y la actuación, es necesario desarrollar planes de contingencia que garanticen una respuesta rápida en caso de que se tenga que llevar a cabo la erradicación. Para ello, es recomendable agilizar el proceso de autorización para una respuesta rápida cuando la erradicación sea de carácter urgente y asegurar que existen fondos, materiales y equipos adecuados para la respuesta rápida frente a nuevas invasiones. La cooperación es muy necesaria para favorecer la prevención del establecimiento y expansión de EEI.

### 7.3. CONTROL FÍSICO

Incluye métodos mecánicos de retirada, como el arranque y desbroce de plantas o la captura de animales, pero también alteraciones del medio físico en el que viven las especies, como sería el sombreo o la alteración de factores como el pH o la salinidad, así como acciones más drásticas como es el fuego controlado. Los primeros tienen la ventaja general de permitir un control selectivo, pero son muy costosos en medios humanos. Las alteraciones de los factores físicos del hábitat tienen el gran problema de que también pueden eliminar a todas las demás especies. Por lo tanto, su uso está limitado a grandes concentraciones de especies invasoras que excluyen a las especies nativas en esa zona.

#### 7.3.1. Control físico de vegetales

**Sanz-Elorza *et al.*** (2003) describen diversos métodos de control físico o mecánico de la vegetación invasora:

##### **Arranque, desbroce y tala**

Las especies herbáceas con frecuencia pueden ser arrancadas manualmente o con la ayuda de herramientas manuales. La recolección de los órganos de reproducción vegetativa (rizomas, estolones, tubérculos, etc.) es esencial. Este arranque debe repetirse periódicamente para evitar el rebrote y para eliminar las plántulas surgidas del banco de semillas (**Sanz-Elorza *et al.***, 2003).

El desbroce es la eliminación mecánica de las partes aéreas de la vegetación, especialmente la leñosa. Se emplea normalmente con arbustos y matorrales así como con arbolillos de pequeño tamaño, pero también con plantas herbáceas de gran porte. Puede realizarse a mano, con hachas y podones, o de modo mecanizado, con desbrozadoras de distinto calibre.

En el caso de árboles de mayor porte, el desbroce no es suficiente sino que hay que proceder a la tala. Al igual que en el caso del desbroce, en muchos casos es necesario aplicar algún otro tratamiento para que las partes restantes, aéreas o subterráneas, sean también eliminadas. Es también necesario proceder al deshojado con ayuda de maquinaria, aunque con frecuencia es necesaria la combinación con otros métodos, normalmente químicos. Se puede eliminar o inutilizar también la parte restante, particularmente los órganos subterráneos y los rebrotes (**Bacon *et al.***, 2001).

## Especies exóticas invasoras

---

La destrucción de las partes arrancadas es fundamental, ya que en muchos casos las partes aéreas pueden arraigar nuevamente, dando origen a nuevas poblaciones. Este caso ha sido especialmente evidente entre las *Opuntia*, de las que los tallos (en forma de pala o de cilindro) son la principal forma de propagación (Escudero, 2003), pero también sería necesario con las especies de *Carpobrotus*.

Con plantas acuáticas se emplean varios de estos métodos adaptados a las peculiares condiciones de lagos y ríos (Sanz-Elorza *et al.*, 2003). Las desbrozadoras, cosechadoras y trituradoras se instalan sobre embarcaciones (Petr, 2000).

### Acolchado

El acolchado, o *mulching*, es el empleo de algún material opaco sobre el suelo, de modo que se impida la germinación de las semillas o el rebrote de las plantas por privación de luz. Los materiales pueden ser tanto sintéticos (plásticos) como orgánicos (paja) y, por lo tanto, biodegradables. Sólo se emplea para poblaciones muy localizadas o con un alto valor ecológico que impida el uso de otros métodos (Sanz-Elorza *et al.*, 2003).

Se ha empleado también con especies acuáticas, incluso marinas, como el caso de *Caulerpa taxifolia* (UNEP, 2004).

### Fuego controlado

El fuego se ha empleado desde tiempos muy antiguos para modificar la vegetación, ya que elimina la materia leñosa y la biomasa acumulada interrumpiendo la evolución de la serie de vegetación hacia etapas más maduras. Uno de los rasgos que se han señalado como ventajas adaptativas para las plantas exóticas invasoras es la adaptación a diversos regímenes de perturbación (Else, 1996; Meyer, 1998b), muy en particular al fuego (Kealey, 2001; Sax, 2002). Además, el fuego es un fenómeno con frecuencia difícil de controlar y con serias consecuencias para la conservación de los ecosistemas y de los recursos (suelo, agua, aire), por lo que su uso en ecosistemas mediterráneos no debe promoverse.

El fuego puede ser también un medio de destrucción de ejemplares de EEI arrancados (Sanz-Elorza *et al.*, 2003) o de material infectado por hongos u otros parásitos. Lógicamente, la quema debe realizarse en condiciones estrictamente controladas.

### 7.3.2. Control físico de vertebrados terrestres

Los métodos de captura de especies de vertebrados están estrictamente regulados por las normativas cinegéticas y de conservación de la fauna desarrolladas por las distintas instancias locales, autonómicas, estatales e internacionales. El empleo de cualquiera de estos métodos para el manejo de EEI debe estar sometido a un estricto control tanto técnico, para impedir los efectos colaterales a especies no-diana, como administrativo, mediante el debido conocimiento de las personas implicadas y los métodos utilizados.

## Trampeo

Las características de una trampa pueden proporcionarle una cierta especificidad. La forma, el tamaño, el cebo o la forma de colocación pueden ser más favorables a unas especies que a otras.

Por su forma de actuar, las trampas para vertebrados se pueden diferenciar en (Orueta, 2003):

- Cajas o jaulas trampa: tras entrar en la jaula, la puerta se cierra impidiendo la salida del animal capturado. El sistema de cierre es muy diverso, y pueden incluso permitir capturas múltiples mediante diferentes mecanismos.
- Trampas de embudo: la entrada a la trampa tiene forma de embudo, con el lado más estrecho hacia el interior, de modo que resulta difícil para el animal capturado encontrar la salida. El ejemplo más conocido es la nasa. Aunque normalmente se han usado con fauna acuática, existen algunos diseños para la captura de aves.
- Cepos: el animal es capturado entre dos marcos metálicos. Para los animales de pequeño tamaño suele ser una trampa letal, mientras que para los medianos y grandes pueden suponer graves lesiones y amputaciones. El problema ético es evidente y, además, puede mutilar a especies no-diana. Por lo tanto, se han desarrollado modelos acolchados con muelles de menor potencia que reducen el riesgo de lesiones. **Los cepos sólo deberían emplearse en los casos en que el diseño de las operaciones elimine totalmente el riesgo de capturas accidentales de especies no-diana.**
- Lazos: el animal es capturado por un filamento que forma un lazo y que puede ser activado por el propio movimiento del animal o por algún tipo de resorte (cepos-lazo). Tienen los mismos inconvenientes que los cepos ya que producen la muerte o lesiones graves en las capturas. Sin embargo, existe la posibilidad de limitar el diámetro mínimo de cierre del lazo mediante un freno. Esto reduce el riesgo de captura accidental y las lesiones producidas. **Los lazos sólo deberían emplearse en los casos en que el diseño de las operaciones elimine totalmente el riesgo de capturas accidentales de especies no-diana.**
- Redes: los animales son capturados en una malla impidiendo sus movimientos. Se emplean sobre todo con especies acuáticas y con aves y murciélagos. Su uso está restringido a personal cualificado.
- Pocillos: los animales caen en un pocillo (o *pit-fall*) de tamaño adecuado del que no pueden salir por ser las paredes demasiado altas y lisas. Se emplea sobre todo para capturar algunas especies de anfibios y reptiles.

Se considera por lo general que un método de trampeo no letal permite un grado mayor de seguridad, ya que las capturas accidentales pueden ser liberadas. El empleo de trampas letales sólo se debería considerar si no existe riesgo alguno de captura accidental y asegurando que la muerte sea rápida y humana. Todos los métodos de trampeo pueden ser letales si el animal pasa demasiado tiempo en la trampa. Por ello, para evitar sufrimiento y, posiblemente, la muerte de los animales capturados, todos los métodos de trampeo deben de ser vigilados y controlados periódicamente, si bien la frecuencia depende del método y de la especie diana.

Casi todos los métodos señalados no dejan de ser una parte de un programa integrado de control. Sólo en casos excepcionales se consigue la erradicación de una especie invasora exclusivamente mediante el trampeo.

### Armas de fuego

Si bien es una técnica que consume mucho tiempo, puede ser recomendable para algunas especies. En algunos casos, es la única posibilidad existente y con frecuencia se asocia a otras como el trampeo. El personal implicado en el control de las EEI debe de contar con una sólida formación en cuanto al reconocimiento de la especie de la que se trata, o, en su defecto, de un apoyo en este sentido. En ocasiones se han empleado cazadores deportivos como ayuda para el control y erradicación de EEI, pero su eficacia es muy dispar y el hecho de crear un atractivo sobre una especie (en este caso, su aprovechamiento cinegético) puede generar una oposición a las labores de gestión, ya que la rarefacción o la desaparición de la EEI supone la limitación o la supresión de la actividad cinegética (Orueta, 2003).

### 7.3.3. Control físico de vertebrados acuáticos

#### Pesca eléctrica

La pesca eléctrica es, en principio, un medio de aturdir mediante una pequeña descarga a los animales acuáticos. Pero una de sus mayores utilidades reside en que también genera contracciones involuntarias en los músculos de los peces que hace que se aproximen y puedan ser capturados. En general es una técnica que permite la captura en vivo.

#### Trampeo

El trampeo de vertebrados acuáticos se realiza, básicamente, mediante redes de diferente tipo y mediante nasas o garlitos. Estas pueden estar totalmente sumergidas o permitir una cámara de aire. Esto último puede ser recomendable cuando se trampean reptiles acuáticos, siempre y cuando no se revisen las trampas con mucha frecuencia.

### 7.3.4. Control físico de invertebrados

Un método sencillo pero muy laborioso es el control directo y manual de los invertebrados, que son retirados o aplastados individualmente. Por razones obvias, este método sólo es utilizable en casos muy localizados (Torres, 2005) o en plantaciones con un valor comercial, pero no en poblaciones naturales (Stiling, 2002).

En el trampeo de insectos plaga muchas veces se emplean feromonas para atraer a los animales a la trampa (cf. 7.5.7). También se emplean cebos más convencionales, que sirvan de alimento, como melaza, sustancias en fermentación, carne, etc. La luz constituye una fuerte atracción para muchos insectos, por lo que también se han empleado fuentes de luz artificial para capturar adultos de modo masivo por la noche (Torres, 2005).

## 7.4. CONTROL QUÍMICO

Aunque existen tratamientos químicos capaces de matar a prácticamente cualquier ser vivo, la especificidad suele ser bastante baja. Numerosos productos pueden actuar sobre cierto tipo de organismos de un modo y sobre otros organismos de manera muy diferente, por lo que con frecuencia los efectos son difíciles de predecir. Por ejemplo, son de sobra conocidos los efectos que la acumulación de organohalogenados produce en aves, peces y anfibios, pese a que sus efectos sobre los artrópodos son bien diferentes, así como sobre los humanos (WHO, 1979; 1989; 2004).

Tan sólo deberían usarse estos métodos cuando no exista alternativa y extremando las precauciones (usando dosis mínimas, concentrando su aplicación a las áreas infectadas o a individuos concretos, limitando el acceso de otros organismos o la expansión del producto, empleando productos no persistentes o que puedan contrarrestarse,...)

### 7.4.1. Control químico de vegetales

Los fitocidas son sustancias que actúan por inhibición total o parcial del desarrollo de los vegetales. Existen varias formas de clasificar los fitocidas. Las categorías que más importancia tienen en el manejo de las EEI son (resumido de Dana, 2002):

Por el momento de aplicación	{	<p><b>De presiembra:</b> se aplican antes de la siembra del cultivo</p> <p><b>De preemergencia:</b> se aplican entre la siembra del cultivo y su emergencia (en cultivos arbóreos, la preemergencia se refiere sólo a las malas hierbas).</p> <p><b>De postemergencia:</b> se aplican después de la emergencia del cultivo, bien en sus primeras fases (<b>temprana</b>) o después (<b>tardía</b>).</p> <p><b>De prerrecolección:</b> son tratamientos muy tardíos, para controlar malas hierbas perennes o acelerar la desecación del cultivo.</p>
Según el lugar de aplicación	{	<p><b>De acción foliar:</b> Se aplican en postemergencia para ser absorbidos por las partes aéreas de las plantas.</p> <p><b>De suelo:</b> Se añaden al terreno para que actúen desde éste.</p> <p><b>Inyectados:</b> Se incorporan a cierta profundidad mediante dispositivos mecánicos de inyección. Son poco frecuentes.</p>
Por su selectividad	{	<p><b>Selectivos:</b> cuando inhiben a unas plantas mejor que a otras.</p> <p><b>No selectivos o totales:</b> cuando afectan a todas las especies.</p>
Por su traslocación por la planta	{	<p><b>Apoplásticos:</b> se traslocan por el xilema.</p> <p><b>Simplásticos:</b> se traslocan por el floema.</p> <p><b>De traslocación ambivalente o total:</b> se traslocan por floema y xilema.</p> <p><b>De contacto:</b> no se traslocan, sino que actúan en el sitio de contacto.</p>

## Especies exóticas invasoras

---

Por su mecanismo de acción	{ <b>Hormonales:</b> reguladores del crecimiento <b>Inhibidores de la fotosíntesis.</b> <b>Inhibidores de la mitosis.</b>
Por su comportamiento en el suelo	{ <b>Poco persistentes</b> (duran 1-2 meses). <b>De persistencia media</b> (son activos al menos la mitad del ciclo del cultivo). <b>Persistentes</b> (actúan durante todo el cultivo y parte de la postrecolección). <b>De largo poder residual</b> (un año o más; se utilizan sólo para aplicaciones industriales).
Por su movilidad en el suelo	{ <b>Muy lixiviables</b> <b>De lixiviación media</b> <b>Poco o nada lixiviables</b>

### Empleo de fitocidas

Los fitocidas, cuyo empleo es generalizado en la agricultura, plantean una serie de inconvenientes cuando se emplean en el medio natural, debido, sobre todo, a su escasa especificidad y a la posibilidad de que se acumulen en el suelo y en los organismos.

El tratamiento de superficies con herbicidas para la eliminación de EEI tiene el problema de que, por muy selectivos que sean, es muy difícil que no afecten a otras especies. Se suelen emplear herbicidas con baja vida media, de modo que el entorno pueda recuperarse con facilidad tras el tratamiento. En todo caso, se debe restringir al máximo en zonas con alto valor ecológico (**Sanz-Elorza et al., 2003**).

Las especies leñosas pueden también tratarse con fitocidas aplicándolos en incisiones realizadas *ex profeso* en la corteza (**Sanz-Elorza et al., 2003**).

Tras el desbroce o la tala de especies leñosas, puede ser necesario el uso de fitocidas aplicados en los tocones para que se extiendan por la totalidad del sistema radicular, matándolo. Si bien ésta es una aplicación de los fitocidas muy localizada y que emplea una cantidad muy inferior de productos, no está exenta de efectos colaterales y deben realizarse pruebas para establecer las dosis óptimas de empleo de los fitocidas con el fin de reducir el impacto sobre otras especies, las aguas y los suelos.

Se pueden emplear diversos tratamientos para evitar el rebrote. En diversos manuales se detallan los productos adecuados, pero debe de tenerse en cuenta una perspectiva medioambiental para determinar los productos y las dosis (cf. **Bacon et al., 2001**; **Sanz-Elorza et al., 2003**).

Como todos los tratamientos en medio acuático, la fumigación tiene varios problemas derivados de la rápida dispersión que tiene cualquier producto, ya sea por disolución o por arrastre. Por lo tanto, no se han empleado con demasiada frecuencia estos tratamientos sobre plantas acuáticas. Algunos productos son más adecuados para las plantas emergentes, mientras que otros lo son más para las sumergidas (**Petr, 2000**).

### 7.4.2. Control químico de invertebrados

El método más común de control de invertebrados es el empleo de biocidas. Desde finales del siglo XIX e inicios del XX, se comenzaron a emplear tanto extractos de plantas con propiedades insecticidas (las piretrinas, la nicotina o la rotenona) como compuestos minerales (sales de arsénico).

A partir de los años 1930s se inicia la producción de los primeros insecticidas orgánicos de síntesis como los organoclorados, organofosforados y carbamatos.

El empleo indiscriminado ha llevado a la aparición de resistencias y a la desaparición de enemigos naturales, haciendo ineficaces los tratamientos. Esto, unido a los excesos de residuos de pesticidas y a la concienciación por el medio ambiente, llevó a que se desarrollaran tanto estrategias de control integrado como nuevas materias activas que actúan de modo diferente (no neurotóxicos ni inhibidores de la respiración). Entre estos productos, existen reguladores del crecimiento de insectos (RCI) entre los que se encuentran los miméticos e inhibidores de la hormona juvenil (juvenoides y precozenos); los inhibidores del crecimiento de insectos (ICI) entre los que destacan los inhibidores de la síntesis de quitina y los ecdysoides (Torres, 2005).

Algunos métodos químicos de control de invertebrados se caracterizan por una relativa especificidad. Por ejemplo, moluscos y anfibios son mucho más sensibles a la cafeína que otras especies. Además, se evita el uso de molusquicidas cuyos residuos no están permitidos en productos alimenticios (Raloff, 2002; Hollingsworth *et al.*, 2003).

El tratamiento químico de cargamentos es una forma de prevenir la introducción no intencionada de EEI.

### 7.4.3. Control químico de vertebrados

El envenenamiento de vertebrados considerados “plaga” ha tenido y tiene consecuencias desastrosas en el medio ambiente debido a la transmisión de los productos tóxicos a través de la cadena trófica. Los efectos colaterales del empleo de venenos pueden diferenciarse en “accidentales” cuando una especie no-diana consume el cebo envenenado, o “secundarios”, cuando los animales envenenados son consumidos por depredadores o carroñeros.

El empleo de venenos está prohibido de forma general para cualquier especie de vertebrado. Existen excepciones, particularmente en lo que se refiere al control de roedores por razones sanitarias o para evitar los daños a cosechas. La mayor parte de estos controles se llevan a cabo mediante el uso de anticoagulantes, en particular los denominados de segunda generación, que producen una mortalidad retardada tras una sola ingestión de producto. También se emplea de modo limitado y controlado para impedir los daños de roedores exóticos invasores y generalistas hacia valores naturales, como son las colonias de aves marinas. Sin embargo, el empleo de tóxicos con estas finalidades no está exento de riesgos y se han descrito numerosos casos de envenenamiento secundario (Mendenhall & Pank, 1980; Dubock, 1985; Alterio, 1996; Alterio *et al.*, 1997; Shore *et al.*, 1999), particularmente en animales homeotermos, ya que el mecanismo de coagulación de la sangre es similar.

El uso ilegal de diversos productos tóxicos es una de las principales amenazas contra los depredadores y carroñeros nativos, por lo que su uso para el control de EEI no está justifica-

do, salvo en casos muy concretos. Por ello, el empleo de tóxicos debe de estar estrictamente limitado, lo que se encuentra reglamentado en las directivas comunitarias 79/409/CEE “Aves” y 92/43/CEE “Hábitat”, en la Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres y en los Reales Decretos que la desarrollan, especialmente el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, que enumera los medios y métodos de captura que quedan prohibidos.

La toxicidad de los diferentes productos varía según los grupos taxonómicos. Así, el escilirósido es emético para los mamíferos salvo los roedores (que son incapaces de vomitar) (Meehan, 1984; Timm, 1994). Como la alfacloralosa es un narcótico que retarda el metabolismo, los animales de pequeño tamaño mueren por hipotermia, por lo que en teoría podría reanimarse a los ejemplares no-diana mediante calentamiento; por ello, es relativamente seguro para los mamíferos de mayor tamaño, pero es muy peligroso para las aves (Meehan, 1984; Timm, 1994). El monofluoroacetato sódico (1080) es altamente tóxico para la mayor parte de los mamíferos, mientras que las aves necesitan dosis al menos 10 veces mayores que los mamíferos y los anfibios, hasta 300 veces más (Meehan, 1984); dado que este producto se encuentra naturalmente en varias decenas de plantas australianas, muchos mamíferos autóctonos del continente-isla cuentan con una resistencia natural hacia esta sustancia (O'Brien & Korn, 1991). Los anfibios, por su lado, son muy sensibles a la cafeína (Campbell *et al.*, 2002). Algunos venenos, como la rotenona, pueden ser fácilmente contrarrestados por otros productos, por lo que se puede limitar su acción en el tiempo (aplicando el “antídoto” poco después del tóxico) o en el espacio (creando barreras impregnadas de “antídoto”); además, la rotenona pierde su eficacia rápidamente y es poco tóxica para aves y mamíferos (Orueta, 2003).

## 7.5. CONTROL BIOLÓGICO

El control biológico es considerado aquí en su sentido más amplio, incluyendo el uso de enemigos naturales (depredadores, parásitos), de sustancias de origen biológico o de la alteración de procesos biológicos.

En ocasiones es difícil distinguir el límite entre herbivorismo o depredación y parasitismo. Un caso claro es el de los parasitoides, que viven de modo parasitario hasta causar la muerte del huésped. Por lo tanto, en las categorías señaladas a continuación la separación entre las categorías de “enemigos” podría haberse realizado de modo diferente.

Como se menciona frecuentemente a continuación, el uso de agentes biológicos debe someterse a rigurosos análisis de riesgos, ya que se trata, por lo general, de especies potencialmente invasoras. La dependencia predador-presa o parásito-huésped debe ser muy específica. Además, las medidas para evitar que el agente biológico se extienda fuera del área de trabajo deben de ser estrictas, ya que la acción que es deseable en una zona, puede no serlo en otra. Por ejemplo, el empleo de *Cactoblastis cactorum* como método de control biológico de las chumberas invasoras en el Caribe supuso su expansión a Estados Unidos y México, con consecuencias previsiblemente catastróficas para las cactáceas autóctonas, tanto en la naturaleza como en cultivos; por otro lado, numerosos parasitoides son candidatos para el control biológico de la invasora, pero su eventual expansión al Caribe malograría los intentos de control de las cactáceas invasoras (Stiling, 2002).

### 7.5.1. Herbívoros

Se han empleado herbívoros para controlar el avance o, incluso, para erradicar plantas exóticas invasoras. Con frecuencia se trata de herbívoros domésticos, con lo cual se obtiene un doble beneficio, ya que se deja de consumir otros recursos a la par que se controla la expansión de la EEI.

Las cabras, solas o en combinación con otros herbívoros, se están utilizando para el control de plantas invasoras terrestres con una eficacia notable (**Bonsi et al.**, 1992; **Luginbuhl et al.**, 1996). Con especies acuáticas se han empleado diversos herbívoros, algunos domésticos y otros silvestres, como el manatí (**Allsopp**, 1960).

Este beneficio económico puede llegar a suponer un problema de cara a la eventual gestión de las EEI, dado que se genera un interés económico en torno a una especie invasora concreta. A raíz de esto, la gestión se enfrenta a conflictos de intereses antes inexistentes.

En otros casos, los herbívoros implicados en el control son también especies exóticas, con frecuencia enemigos naturales de la especie *diana*. El peligro evidente de que estos herbívoros puedan perjudicar a las especies nativas hace que su empleo necesite de un completo análisis de riesgos. La mayor parte de los animales empleados son invertebrados altamente especializados en determinada especie y que, al verse privados de sus enemigos naturales y disponer de una cantidad muy importante de alimento, pueden llegar a reducir a la planta invasora a niveles tolerables. Muchos de estos invertebrados tienen al menos una fase que podría considerarse parásita de la planta.

Por ejemplo, *Salvinia molesta* ha sido eficazmente controlada por el gorgojo *Cyrtobagous salviniae* (**Petr**, 2000). **Sanz-Elorza et al.** (2003), hacen un listado de otros organismos que podrían ser empleados en el control biológico de plantas exóticas invasoras. También se han propuesto varios moluscos para el control de *Caulerpa taxifolia* en el Mediterráneo (<http://www.sosgrandbleu.asso.fr/dossiers/dossiers.htm>).

### 7.5.2. Depredadores

Los vertebrados que se han utilizado para controlar especies invasoras raramente han tenido éxito y, de hecho, se han convertido a su vez en invasores. Entre las especies empleadas con este fin están las gambusias, los sapos, cerdos, varios mustélidos y vivérridos, gatos, zorros, coipús, aguiluchos, búhos, lechuzas, minás y gorriones (**Jaksic & Yáñez**, 1983; **Moors & Atkinson**, 1984; **Sick**, 1984; **King**, 1990; **Common & Norton**, 1992; **Hone**, 1994; **Fisher & Shaffer**, 1996; **Simberloff & Stiling**, 1996; **Amori & Lapini**, 1997; **Meyer**, 1998a; **Goodsell & Kats**, 1999; **Meyer**, 2000). Todas las introducciones de vertebrados con fines de control biológico se han traducido en verdaderos desastres ecológicos.

En el caso de los invertebrados, pueden existir depredadores verdaderamente especialistas de la especie *diana*. Esta especificidad debe ser sometida a análisis de riesgos para evitar que se produzcan efectos no deseados sobre especies nativas.

Existe un caso de introducción accidental de un depredador que constituyó un método de control eficaz de otra especie invasora. Se trata de *Beroe ovata*, ctenóforo que depreda sobre el también ctenóforo *Mnemiopsis leidyi* cuyo efecto en la fauna y las pesquerías del Mar

Negro ha sido catastrófico (**Shiganova et al.**, 2001). Se estudia su introducción en el Mar Caspio donde *M. leidy* fue introducida desde el Mar Negro.

### 7.5.3. Parasitoides

Se denomina parasitoide a un parásito de otros invertebrados que habitualmente produce la muerte del huésped. Tal es el caso de numerosos himenópteros que ponen sus huevos en los huevos, larvas o adultos de otras especies. La dependencia entre parasitoide y huésped suele ser muy estrecha, por lo que se consideran buenos candidatos para el control de plagas.

Los parasitoides han sido considerados para el control de plagas agrícolas, pero también para controlar EEI en ecosistemas naturales.

### 7.5.4. Parásitos

En este contexto, se considera a los parásitos en su sentido más amplio, incluyendo a todas las formas de vida que dependen de un huésped para su supervivencia pero que no le causan, necesariamente, la muerte.

Existe cierta potencialidad en el empleo de parásitos para el control de EEI. El rango de especies que entran en esta categoría va desde los hongos a los nematodos y a diversas especies de insectos.

Los parásitos tienden a debilitar, más que a eliminar, a su especie huésped. Sin embargo, cuando se produce el paso de un parásito de una especie hospedadora a otra, emparentada con la original, las consecuencias pueden ser nefastas, ya que la nueva especie no ha evolucionado con el parásito y no cuenta con defensas adecuadas (**Alexander & Appel**, 1994; **Crooks et al.**, 2001).

Los organismos patógenos han sido más eficaces que los depredadores para reducir las poblaciones de especies alóctonas. Son relativamente más específicos que los depredadores, aunque se conocen casos dramáticos de cambios de huésped, como es el caso sabido de la transferencia del virus del Myxoma de las especies del género *Sylvilagus* al conejo europeo *Oryctolagus cuniculus*.

La mixomatosis y la NHV han sido usadas contra el conejo (**Jaksic & Yáñez**, 1983; **Rounsevell & Brothers**, 1984; **Johnstone**, 1985; **Trout et al.**, 1992; **Pech**, 1996; **Cooke**, 1998) y la panleucopenia felina contra el gato (**van Aarde**, 1984; **van Rensburg et al.**, 1987; **Huntley**, 1996). También se han sugerido el empleo de la sarcocistosis contra las psittácidas (**Avery et al.**, 2002) o de la inmunodeficiencia y la leucemia felinas contra los gatos asilvestrados (**Courchamp & Sugihara**, 1999).

A pesar de la relativa eficacia, en todos los casos mencionados, las enfermedades empleadas han tenido que ser complementadas con diversas técnicas mecánicas (disparo, trampeo) o químicas (tóxicos) para erradicar las poblaciones introducidas. Además, como dependen en cierta medida del contacto y de las interacciones sociales para su transmisión, las enfermedades sólo son efectivas a densidades elevadas.

Un patógeno que se ha sugerido contra las ratas ha sido *Salmonella enteritidis*, pero dado que puede también afectar a los humanos su uso es desaconsejable (**Meehan**, 1984).

La inmunosupresión con drogas puede ser útil como control biológico de las plagas de roedores, lo que debe realizarse en combinación con agentes infecciosos (**Benjamini**, 1985).

Además de los problemas técnicos, el uso de enfermedades como medio de control de poblaciones de especies invasoras tiene varios problemas en una dimensión humana. Estos son, básicamente, de carácter ético, dado que normalmente se inflige un sufrimiento excesivo y prolongado a los individuos afectados, y de carácter económico y social, en los casos en que la especie *diana* es, además, un animal doméstico (de granja o de compañía). La transmisión a las poblaciones cautivas es factible, aunque sería posible garantizar la vacunación gratuita para todos los animales domésticos censados.

En el actual estado de cosas no es recomendable el empleo de patógenos para el control de las especies de vertebrados invasores.

### 7.5.5. Agentes productores de toxinas

Un sistema particular de control biológico es el empleo de *Bacillus thuringiensis* que, sin ser parásito, produce toxinas letales para los insectos. Esta bacteria se aisló por primera vez del gusano de seda en 1901. Durante muchos años se pensó que era un patógeno de lepidópteros hasta que, en 1978, se encontró la subsp. *israelensis*, capaz de matar mosquitos, y en 1983 la subsp. *tenebrionis* activa contra coleópteros. A partir de entonces se han encontrado una gran diversidad de éstas, caracterizadas en más de 45 serotipos y 58 serovariedades diferentes (**Joung & Côté**, 2000; **Soberón & Bravo**, 2001). Cada subespecie tiene un cierto grado de especificidad hacia un orden de insectos diferente. Se han empleado con frecuencia para controlar mosquitos (**Ponce et al.**, 2003; **Gomes de Assumpção Filho & da Costa Silva**, 2004), orugas (**Joung & Côté**, 2000; **Torres**, 2005) y escarabajos, tanto en cultivos agrícolas (**Torres**, 2005) como en masas forestales (**Liebhold et al.**, 1995).

### 7.5.6. Hipovirulencia

La hipovirulencia consiste en la atenuación de la patogenicidad de un parásito a través de la infección de un hipovirus. Es un método de control biológico que se ha planteado para combatir, por ejemplo, al chancro del castaño (**Homs et al.**, 2001), de modo que el hongo permanezca en la parte externa de la corteza, sin afectar al cambium del árbol, que continúa creciendo con normalidad.

### 7.5.7. Uso de feromonas

Las feromonas son sustancias emitidas por un organismo y que provocan una reacción específica, un comportamiento particular o alteración del desarrollo en individuos de la misma especie. Intervienen, por lo tanto, en la comunicación a nivel intraespecífico. Según el comportamiento inducido, las feromonas pueden clasificarse en: de agregación, de alarma, de dispersión, de marcaje y sexuales.

Las feromonas sexuales son las que se han empleado con mayor frecuencia en el control de plagas. Sin embargo, también se emplean las denominadas feromonas de agregación, que

cumplen una función biológica en cuanto a que permiten a los insectos agruparse en la busca de alimento o por otras razones.

Existen también otras sustancias, los aleloquímicos, que actúan a nivel interespecífico, es decir, que generan una respuesta en especies diferentes a las que los emiten. Se clasifican en alomonas, si provocan una ventaja al organismo emisor, o kairomonas, si benefician al animal que recibe la señal química. En ocasiones, las feromonas de agregación actúan como kairomonas dado que una especie puede verse atraída ventajosamente por la señal emitida por otra para atraer a sus conespecíficos.

**Trampeo en masa.** El objetivo del método es la concentración de los individuos de la especie diana, mediante el empleo de feromonas, en lugares donde los insectos son eliminados directamente. Está especialmente indicado para el control de especies que se encuentran muy dispersas, para las que el control químico es inefectivo (**Torres, 2005**).

En ocasiones, varias feromonas específicas pueden actuar sinérgicamente si se emplean en combinación, de modo que tienen un efecto mayor que las feromonas específicas por separado sobre cada especie. En el caso de las feromonas de agregación es ventajoso emplearlas junto con un cebo alimenticio (**Chinchilla et al., 1996**).

**Confusión sexual.** Puede definirse como la perturbación de la comunicación química entre los individuos de una especie mediante la difusión de forma homogénea de la feromona específica. Esto dificulta la atracción sexual de los machos hacia las hembras, reduciendo la tasa de acoplamientos en la población. De modo acumulativo a lo largo de las generaciones se traduce en una fuerte disminución de los efectivos, que permite mantener los daños por debajo de un umbral económicamente aceptable. Es inocuo respecto a otra fauna, dada su alta especificidad. Al suprimirse los insecticidas y recuperarse otras especies depredadoras y competidoras, se contribuye al establecimiento de un cierto equilibrio que, por otra parte, es necesario para que se controlen otras especies potencialmente plaga por debajo de los límites tolerables. Se han empleado con plagas agrícolas (**Saume, 1979; Witzgall & Arn, 1997**).

### 7.5.8. Esterilización

#### Introducción de individuos estériles

En los años 1950s se comenzó a usar la introducción de individuos estériles como un método de reducción del éxito reproductor. En lugar de aumentar la mortalidad, se reduce la natalidad, limitando así las explosiones poblacionales del insecto derivadas de su elevado potencial biótico. La técnica se desarrolló en principio para el control de la mosca tsé-tsé, pero en seguida se ha empleado para diversos insectos, tanto nativos como introducidos y tanto en plagas agrícolas como en vectores de enfermedades humanas y del ganado (**Knippling, 1955, 1959, 1963 en Abila et al., 2003; Torres, 2005**).

Con este método se liberan masivamente al medio individuos estériles y/o portadores de genes letales o subletales. Estas características han sido obtenidas mediante la exposición de los animales a agentes mutagénicos (rayos gamma y quimioesterilizantes) o genéticamente, mediante cruzamientos interespecíficos. Puesto que la evolución cuantitativa de una población depende de la proporción de individuos fértiles, si una parte de los miembros de la po-

blación presenta esterilidad, la capacidad reproductora de la misma declinará, y a partir de un determinado valor, la reproducción podría llegar a cesar completamente.

Este método tiene varios condicionantes, que son:

- La competitividad de los individuos estériles debería ser, al menos, igual que la de los fértiles.
- La inmigración debería ser despreciable o controlable.
- Las hembras fértiles deberían dejar de ser receptivas tras la cópula con un macho estéril. En caso de que se emplearan hembras estériles, éstas pueden seguir siendo receptivas tras la cópula.

La introducción de machos genéticamente estériles en una población de roedores ha demostrado ciertas ventajas en laboratorio, dado que los machos estériles producen una pseudopreñez en las hembras, de la misma duración que una gestación normal; además, los machos estériles resultaron dominantes sobre los fértiles, lo que mantenía a las hembras en un estado permanente de pseudogestación. Sin embargo, y puesto que un solo macho fértil es suficiente para cubrir a un gran número de hembras, en condiciones naturales se deberían liberar un número enorme de machos estériles para compensar el contingente de machos fértiles restantes (Meehan, 1984).

### Esterilidad quirúrgica

Las intervenciones quirúrgicas destinadas a evitar la reproducción pueden consistir en esterilización (vasectomía o ligadura de trompas) o castración (extirpación de testículos o de ovarios). En el primer caso, el comportamiento social se mantiene, no así en el segundo.

La esterilización quirúrgica de la mayor parte de los machos de una colonia de roedores no afecta a los parámetros poblacionales (Meehan, 1984). Asimismo, es necesario un elevado nivel de esterilidad entre las hembras, superior al 60 % tan sólo para impedir los picos de abundancia (Twigg *et al.*, 2000).

Existe una actividad bastante desarrollada en algunos países para la esterilización de las mascotas vagabundas o asilvestradas que se denomina:

### “Trampeo, esterilización y suelta”

Esta técnica, denominada en inglés TNR (*trap, neuter and release*), es empleada para reducir la natalidad en grupos de gatos callejeros. Consiste en trapear a los individuos de una población, esterilizarlos por vasectomía o salpingoclasia (ligadura de trompas) y luego liberarlos de nuevo en la población de origen. Estos animales constituyen lo que los defensores de esta técnica denominan “colonias”. A estas colonias se les proporcionan alimentos y, en teoría, no plantean problemas de conservación, ya que se encuentran alimentadas y no se reproducen. Sin embargo, el aporte de alimento atrae a otros gatos no esterilizados, ya que las poblaciones de gatos no son totalmente cerradas y también suponen un sumidero de gatos abandonados por sus dueños. Además, los gatos siguen cazando a pesar del alimento aportado, por lo que la reducción del impacto sobre la fauna sólo es relativa. Se trata de un método que no resulta efectivo para el control de EEI. Los beneficios sociales del manteni-

## Especies exóticas invasoras

---

miento de colonias controladas son importantes (**Robinson**, 2002), lo que puede aportar beneficios secundarios, como el cese del envenenamiento indiscriminado (**Tewes & Jiménez**, 2000).

Sin embargo, estas actividades son sólo útiles en medios exclusivamente urbanos. Algunas sociedades de protección de los gatos han abandonado sus programas de esterilización y liberación por razones humanitarias (eventual cese del aporte de alimento, imposibilidad de capturar a los animales enfermos y difusión de enfermedades) y de otro tipo, como mayores costes, llegada de nuevos individuos o mantenimiento de gran parte de la problemática. Proponen un protocolo para la eliminación de las colonias que incluye el diálogo y la colaboración con los que alimentan estas colonias (**Webb**, 1995). Allí donde, por una u otra razón, los gatos son indeseables, la esterilización es inútil (**Neville**, 1989).

## Anticonceptivos

Existen varios productos cuyo uso se ha propuesto para esterilizar permanente o temporalmente, por vía oral, a especies invasoras de aves (**Thomas**, 1972; **Johnston et al.**, 2001; **Primus et al.**, 2001; **Vercauteren**, 2001; **Singh & Chakravarty**, 2003; **Stahl et al.**, 2003) o mamíferos (**Rowe & Lazarus**, 1974a; **Rowe & Lazarus**, 1974b; **Lazarus & Rowe**, 1982; **Meehan**, 1984; **Jackson**, 1985; **German**, 1985; **Lazarus**, 1989; **Moors et al.**, 1992; **Slott et al.**, 1997; **Rahmaniah & Sutasurya**, 1999; **Nash & Miller**, 2000). En general, plantean el problema de que requieren el mismo esfuerzo que el empleo de tóxicos y los efectos colaterales en especies *no-diana* son igualmente poco deseables, por lo que no se han empleado con demasiada frecuencia. Si podrían tener importancia en controles locales como medida complementaria a/de otros métodos.

## Inmunoanticoncepción

La inmunoanticoncepción consiste en “vacunar” al organismo de la especie en cuestión con un fragmento del ADN responsable de codificar anticuerpos contra los propios gametos o las hormonas relacionadas con la fecundidad, con objeto de evitar la concepción. Los antígenos pueden ser específicos de la zona pelúcida del óvulo o del esperma, de modo que el organismo de la hembra los reconoce como extraños y reacciona inmunitariamente contra ellos. La especificidad puede ser muy grande, ya que el reconocimiento antigéno-anticuerpo es muy preciso, pero es necesario identificar el antígeno adecuado. En Australia y Nueva Zelanda es una línea prioritaria de investigación para diversos grupos de especies: mustélidos (**Hinds et al.**, 2000), zorros (**Bradley et al.**, 1997; **Sanders et al.**, 2002), conejos (**Twigg & Williams**, 1999), oposumes (**Ji et al.**, 2000), etc. En el Reino Unido también se ha considerado para el control de *Sciurus carolinensis* (**Lurz et al.**, 1998).

Los métodos de expansión de la esterilidad inmunitaria son básicamente dos: la ingesta de una “vacuna” oral mediante cebos, o la utilización de un vector (un OGM, normalmente un virus transgénico) portador de la “vacuna” que, de este modo, se extendería por la población de forma espontánea (**Barlow**, 2000). En el caso de emplear este tipo de vectores, la especificidad adquiere un nivel más, el del reconocimiento huésped-parásito. Si además se emplea un patógeno de transmisión sexual, como los herpes y clamidias, se alcanza un nivel mayor de seguridad, que reside en el apareamiento intraespecífico (**Clout & Sarre**, 1995).

Los patógenos más benignos son más eficientes a la hora de transmitir la esterilidad, ya que no causan mortalidad y mejoran la transmisibilidad a medio plazo (Hood *et al.*, 2000).

Las ventajas teóricas de un sistema de autovacunación como el mencionado son espectaculares: si los vectores y los antígenos han sido seleccionados adecuadamente, unos pocos individuos infectados pueden transmitir la esterilidad a toda una población. De hecho, los modelos matemáticos muestran la posibilidad de controlar y erradicar con este método poblaciones aisladas (Courchamp & Cornell, 2000). Al menos en algunas especies, la presencia de hembras estériles pero con un estro dilatado, atrae a otros machos y contribuye con ello a la expansión del vector (Ji *et al.*, 2000). Se trata, además, de una técnica fácilmente aceptable por el público más crítico en comparación con otros métodos de control (Courchamp & Cornell, 2000; Barr *et al.*, 2002).

Sin embargo, los riesgos son de primer orden. Si el vector recombinante alcanza una población nativa de la especie *diana* (los conejos de la Península Ibérica, por ejemplo) las secuelas ecológicas serían inimaginables. Del mismo modo, muchas de las especies diana son animales domésticos, por lo que la llegada del agente tendría graves efectos económicos. Lo mismo ocurre si por alguna razón los vectores o los antígenos rompen la barrera específica, ya que las consecuencias para especies próximas pueden ser catastróficas. Por ejemplo *Sylvilagus* es la especie huésped habitual del virus de la mixomatosis y podría verse afectado por un hipotético control de conejo europeo mediante este método. Además, se sabe poco sobre la posible aparición de resistencia a los vectores recombinantes (Magiafoglou *et al.*, 2003).

### 7.5.9. Producción de organismos resistentes

#### Selección de genotipos resistentes

Existen diversas técnicas que permiten la obtención de especímenes resistentes al impacto producido por las EEI. Normalmente se trata de combatir los organismos patógenos, pero también ocurre cuando se trata de evitar la acción de herbívoros invasores. Estos efectos se pueden producir a través de una selección de formas resistentes, pero esta situación no es demasiado frecuente. Un ejemplo significativo es la selección de ejemplares resistentes a la grafiosis y la experimentación sobre sus cruces que se lleva a cabo con los olmos nativos desde los años 1980s en España (Gil *et al.*, 2001).

#### Injerto

Una de las primeras formas de evitar los daños producidos por patógenos fue el empleo de pies de una especie resistente como portainjertos de diversas variedades de cultivos sensibles a la EEI. Se trata, evidentemente, de una actividad puramente agrícola, ya que es costosa y la descendencia no conserva la inmunidad.

El ejemplo más conocido es el del empleo de pies de vides americanas como portainjertos de las diferentes variedades de vid europea para evitar el ataque de la filoxera (*Daktulosphaira vitifoliae*) que asoló los viñedos europeos desde finales del siglo XIX a mediados del XX.

### Hibridación

Uno de los métodos empleados para impedir la expansión de enfermedades de las plantas cultivadas y ornamentales es la hibridación con especies resistentes a dicha enfermedad. Evidentemente, la introducción de genes extraños no es beneficiosa para la especie autóctona si lo que se quiere preservar es la biodiversidad nativa. Por ello, estas actuaciones tienen más sentido en los cultivos, tanto agrícolas como forestales y ornamentales, aunque se ha empleado para restaurar masas naturales (Inman, 1986).

El hecho de que *Ulmus pumila* sea resistente a la grafiosis ha hecho que se emplee, junto con sus híbridos, para sustituir a los olmos autóctonos en avenidas, carreteras y parques. Si bien esta medida garantiza la permanencia de un arbolado de determinado tipo, no resuelve el problema de desaparición de los olmos autóctonos ya que se produce hibridación con los ejemplares silvestres (Castro-Díez *et al.*, 2004).

### Ingeniería genética

Una línea de investigación en alza procura la incorporación de genes extraños a una especie para procurarle una resistencia hacia un patógeno o un fitófago.

Se ha conseguido, por ejemplo, la manipulación de los genotipos del castaño americano para obtener una resistencia contra el hongo del chancro del castaño (*Cryphonectria parasitica*), o del olmo para combatir la grafiosis (*Ophiostoma novo-ulmi*). Estas experiencias deberían llevar asociado un intenso análisis de riesgos para asegurar que la introducción y dispersión de estos genes no tenga consecuencias negativas sobre los ecosistemas (Charman, 2005).

Otra faceta de la investigación con OGM se da en veterinaria. La aplicación de vacunas para reducir el impacto de los patógenos introducidos es posible en animales cautivos, pero en animales silvestres la vacunación tradicional es ineficaz. Así, se han desarrollado vacunas vivas, transmisibles de un ejemplar a otro a través de un virus recombinante, creado por ingeniería genética. El virus portador de la vacuna se transmite por contacto directo o por medio de otros parásitos externos.

El conejo de monte ibérico ha sido objeto de una investigación encaminada a obtener la inmunización simultánea de conejos silvestres frente a la mixomatosis y la RHD. El virus recombinante mixoma-RHDV se transmite horizontalmente entre conejos. La inoculación de un pequeño número de conejos capturados y vueltos a liberar desencadenaría la transmisión de la vacuna a toda la población. El desarrollo de estas vacunas debe de llevar un riguroso control que garantice que el OGM no va a causar perjuicio a la especie diana (Sánchez-Vizcaíno, 2001). Otro grave problema se plantearía si este organismo recombinante fuera capaz de acceder a zonas en las que los conejos constituyen una plaga y cuya principal limitación a un crecimiento exponencial es la presencia del calicivirus y el mixomavirus.

## 7.6. GESTIÓN DE EEI NATURALIZADAS EN ESPAÑA

A continuación se describen algunos ejemplos de actuaciones de control de EEI llevados a cabo en España.

### *Caulerpa taxifolia*

Esta especie ya ha colonizado fondos marinos a lo largo de las costas de Francia, Italia, España (Mallorca) y Croacia. En 1992 cubría unas 400 ha, en 1993 unas 1.300 ha y en 1997 más de 5.000 ha, lo que pone de manifiesto su rápida expansión en el Mediterráneo (Uchimura, 1999).

Cabe destacar la Recomendación N.45 del Convenio de Berna sobre control y proliferación de *C. taxifolia* en el Mediterráneo, que recomienda explícitamente a los Estados fronterizos con el Mar Mediterráneo y el Mar Negro:

- Controlar la proliferación de *C. taxifolia*, en particular a través de la exploración sistemática de los lugares de riesgo a lo largo de sus costas, especialmente en las proximidades de las zonas libres de amarre de embarcaciones.
- Erradicar las colonias de *C. taxifolia*, cuando sea posible, donde formen manchas aisladas de entre 100 y 200 m<sup>2</sup> de área y controlar la subsecuente recolonización, siendo prioritario prestar atención a las áreas protegidas.
- Iniciar acciones coordinadas por países afectados por la invasión para adoptar una estrategia común.
- Informar a los Estados que no forman parte del Convenio de Berna de toda proliferación de colonias de *C. taxifolia* en el Mediterráneo o en el Mar Negro.

Como métodos preventivos se recomienda la aplicación de las provisiones legales adoptadas por Francia y Cataluña relativas a la prohibición de compra, venta, transporte y almacenamientos de *C. taxifolia*. La aparición y dispersión de *C. taxifolia* a nivel del Mediterráneo queda cubierta por dos provisiones del artículo 13 relativo a la introducción de especies no indígenas o modificadas genéticamente del Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas del Convenio de Barcelona, que se adoptó en 1996.

En Baleares se ha llevado a cabo un proyecto LIFE de Protección de Praderas de Posidonia en LIC, que comenzó el 1 de octubre de 2001 y finalizó el 30 de septiembre de 2005, cuyo objetivo es garantizar la viabilidad y riqueza biológica de hábitats y especies incluidos en la Convención de Berna o propuestos como Lugares de Interés Comunitario. El objetivo principal del proyecto es preservar una importante representación de este hábitat marino, evitando sus amenazas principales, que son la sobreexplotación, el uso público incontrolado y la colonización por EEI, como la *C. taxifolia*, y en menor medida la *C. prolifera*.

Una de las acciones que se enmarcan en este proyecto LIFE es la realización de un Modelo Predictivo de la Expansión de *C. taxifolia* y *C. prolifera*, a través de un estudio comparado de la regulación del crecimiento horizontal en diferentes condiciones de sus-

trato y otras condiciones ambientales, cuyo máximo responsable es la Dirección General de Biodiversitat. Asimismo, se pretende llevar a cabo una Modelización de la Expansión de *C. taxifolia*, a través de la Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear. Estos modelos podrán usarse en el futuro para valorar la eficiencia de los planes de gestión.

Del mismo modo, se llevan a cabo acciones de vigilancia y erradicación de *C. taxifolia*, que consisten en la erradicación de los brotes que se detecten en las áreas marinas de los LIC objeto del proyecto. Así, se instaura una Red de Monitorización compuesta por buceadores y voluntarios que realizará una inspección periódica de las áreas más susceptibles para evitar la propagación. Esta acción se lleva a cabo desde la Direcció General de Pesca, y se espera que las infestaciones detectadas sean erradicadas.

Por su parte, en la Comunidad Autónoma de Canarias, en virtud del Decreto 266/1997, de 12 de noviembre, se prohíbe la introducción en aguas del litoral y la comercialización del alga *C. taxifolia*, ya que se encontraron ejemplares del alga en establecimientos dedicados al comercio de animales y plantas (Rodríguez *et al.*, 2002).

Cabe comentar que el Centro de Estudios Avanzados de Blanes-CSIC, de Girona, también inició una campaña entre pescadores, escafandristas y pescadores submarinos, para disponer de su ayuda en la localización de *C. taxifolia*.

### *Carpobrotus edulis*

En España se ha desarrollado el proyecto LIFE de “Conservación de Áreas con Flora Amenazada en la Isla de Menorca”, llevado a cabo por el Consell Insular de Menorca y presentado en agosto de 2000 y que trata de minimizar las amenazas existentes para la conservación de hábitats recogidos por la Directiva Hábitats como de interés comunitario, tales como Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*) o Matorrales arborescentes mediterráneos; así como de especies de interés prioritario, como es el caso de *Apium bermejoi*, *Vicia bifoliata* o *Anthyllis hystrix*. Los dos hábitats citados anteriormente están amenazados por la invasión de *Carpobrotus edulis*.

El objetivo del proyecto LIFE es erradicar el *Carpobrotus edulis* de los LIC. Para proteger las especies prioritarias listadas en la Directiva Hábitats es necesario un estudio de distribución de las especies invasoras que lo amenazan, experimentar metodologías de eliminación más eficientes y con menor impacto ambiental, y realizar campañas de sensibilización.

Sirva de ejemplo, además, lo establecido por el PRUG del Parque Nacional de Doñana (aprobado por el Real Decreto 1772/91, de 16 de diciembre), en el punto 3.1. del Anexo I relativo a la gestión de los recursos naturales, en el que se destaca el cometido de “eliminación de las poblaciones de especies exóticas, en la medida que sea posible” para “asegurar la permanencia de poblaciones viables de las especies propias del Parque Nacional”, especificándose la importancia de la “continuación de los trabajos tendentes a la eliminación del árbol de la seda (*Gomphocarpus fruticosus*) y de la

uña de gato (*Carpobrotus edulis*). Asimismo, en el punto 3.2 sobre investigación, se establece como línea principal de trabajo el estudio de “los efectos ecológicos de los elementos abióticos (contaminantes) y bióticos (especies invasoras) introducidos en el Parque Nacional”.

Entre otras iniciativas relativas a esta especie destacan las de varias ONG.

El GOB organizó en 1995, en colaboración con el Ayuntamiento de Mahón, las primeras jornadas de control de esta especie en Menorca, lo que con el tiempo desembocó en la realización del proyecto LIFE arriba mencionado. Este proyecto permitió la erradicación de *C. edulis* de 24 ha (86 % de la superficie total), ascendiendo los restos recogidos a 900 toneladas (Fraga *et al.*, 2005).

Mencionamos también la iniciativa del Club de Amigos del Zoo y Jardín Botánico de Jerez que han organizado una campaña de eliminación de flora exótica en la marisma de los Toruños (Cádiz). Entre sus actuaciones se encuentra la eliminación de *C. edulis* en zonas de transición entre arenales y marismas. Esta campaña se realizó en otoño de 2004 e invierno de 2005 (<http://www.zoobotanicojerez.com/index.php?id=1686>).

La plataforma de voluntariado ambiental de Urdaibai también ha iniciado la erradicación de plantas invasoras de la reserva de la Biosfera ([http://www.urdaibai.org/ekologia/landare\\_es.htm](http://www.urdaibai.org/ekologia/landare_es.htm)).

#### *Opuntia* spp.

En algunas ocasiones se ha procedido a la eliminación mecánica de estas plantas. Destaca la eliminación e incineración de 170 Tm de *O. tunicata* de 60 ha en la Sierra de Orihuela (Alicante) (Escudero, 2003) y los esfuerzos de erradicación de *O. máxima* en el LIC de Sierra Calderona (Castellón) (Pérez-Botella *et al.*, 2003).

#### *Jacinto de agua o camalote (Eichornia crassipes)*

Esta planta, originaria de la cuenca del Amazonas, está considerada como una de las peores malezas del mundo, tanto terrestre como acuática. En EEUU ha invadido masas de agua, encontrándose desde Texas a Florida, Carolina y California. También se ha constatado como invasora en Hawái; en África ha infestado todos los ríos principales y está ampliamente dispersa en sus lagos; también se la encuentra en Sudamérica y Centroamérica, y actualmente en España.

Las aguas del Guadiana se enfrentan a la colonización de esta especie amazónica que ha encontrado un lugar óptimo para desarrollarse gracias a las altas temperaturas interiores y exteriores, los elevados niveles de fertilizantes disueltos y el escaso caudal, lo que facilita el asentamiento de la planta en los meandros del río. Ha llegado a ocupar

más de 100 hectáreas del río, desde Medellín hasta la presa de Montijo, poniendo en peligro la fauna acuática y los sistemas de riego de las poblaciones que atraviesa a su paso. En febrero de 2006 ya se habían retirado más de 134.000 kg de esta planta.

El modo en que esta especie oportunista ha llegado al Guadiana es desconocido pero probablemente sea debido a un vertido procedente de un estanque.

La Confederación Hidrográfica del Guadiana ha desarrollado un plan integral de control para esta especie, que incluye la extracción de la planta, la instalación de barreras de contención en el tramo del río a su paso por Mérida y el establecimiento de filtros en las proximidades de la presa.

### *Dreissena polymorfa*

El Ministerio de Medio Ambiente financió el estudio “Diagnóstico de la situación del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*)” que realizó el Grup de Natura Freixe. Se ha planteado conocer con detalle la extensión y velocidad de la invasión biológica. Se ha establecido un sistema de monitorización de la dispersión y de la dinámica poblacional de *D. polymorpha* y se están investigando métodos de erradicación, además de cartografiar las zonas invadidas y medir su densidad de población (Altaba *et al.*, 2001). Puesto que el trasiego de embarcaciones infestadas es la mayor causa de invasión por el mejillón cebra, recientemente la Confederación Hidrográfica del Ebro ha decidido firmar convenios con la Agencia Catalana del Agua para instalar zonas de desinfección de embarcaciones, con el fin de evitar que el molusco se extienda aguas arriba del Ebro.

Una de las primeras medidas tomadas por las administraciones para limitar la expansión del mejillón cebra fue la publicación de la Resolución de 24 de septiembre de 2002, de la Confederación Hidrográfica del Ebro, sobre normas para la navegación en los embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix, tramos inferiores del río Ebro (BOE n.º 271 de 12/11/2002, pp. 39853-39854).

Dada la gravedad de los impactos causados por esta especie se ha alcanzado un grado de cooperación entre instituciones sin precedentes en este campo. Un ejemplo fue la jornada sobre esta especie que se realizó en febrero de 2003 (<http://www.revis-taaquatic.com/documentos/docs/mejilloncebra2.pdf>), a la que siguieron otras en mayo, julio y septiembre del mismo año, por parte de la Confederación Hidrográfica del Ebro y entidades locales de Tarragona, donde se debatieron temas de gestión. Por su parte, en marzo de 2004, en el laboratorio de ENDESA se trató sobre los impactos económicos en la central. Posteriormente en junio y julio del mismo año se celebran dos reuniones y se crea el Gabinete de Crisis de Mequinenza, en el seno de la Diputación General de Aragón. En 2005 se han celebrado sendas reuniones en marzo y abril y se ha creado el Grupo de Trabajo del Comité de Flora y Fauna sobre Mejillón Cebra, bajo la dirección de la DGB.

Además del Ministerio de Medio Ambiente, a través de la DGB y de la Confederación Hidrográfica del Ebro, del Gobierno de Aragón y de la Generalitat de Catalunya, participaron ONG, como el Grup de Natura Freixe y el GEIB, varios departamentos universitarios: el Departamento de Patología Animal de la Facultad de Veterinaria de Zaragoza, el Centre d'Aqüicultura-IRTA de Sant Carles de la Ràpita (Tarragona), el Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo de la Universidad de Lleida; y ENDESA, que actúa directamente y a través de varias corporaciones subsidiarias dedicadas a la producción y suministro de electricidad como la Asociación Nuclear Ascó-Vandellós II, GESA y NUINSA. Estas empresas son partes afectadas por los efectos de los acúmulos de mejillones sobre las obras sumergidas de centrales nucleares e hidroeléctricas.

Otra prueba de la preocupación por esta cuestión es que el *Manifiesto para la defensa del Ebro ante la invasión del Mejillón Cebra* (<http://www.agua-debate.org/htm/mcebra/manf.asp>) lo firman más de 25 ONG e instituciones nacionales y regionales.

Sin embargo, a mediados de julio de 2004 se localizaron los primeros ejemplares de mejillón cebra en el embalse de Mequinenza, por lo que la última gran barrera para la dispersión de esta especie por el Ebro quedaba franqueada (Verón, 2004).

Se dispone de numerosos métodos de control para eliminar mejillones de los substratos o eliminarlos en el interior de tomas de agua o en substratos artificiales atascados; aunque ninguno de esos métodos es útil para el control en la naturaleza. Los controles han incluido eliminación mecánica (rascado, cepillado mecánico en tuberías), química (cloro, bromo, eliminación de oxígeno), térmica, luz ultravioleta, corriente eléctrica y pinturas antiincrustantes (a base de zinc o cobre, o superficies lisas como epoxy que facilitan la retirada de los mejillones). Los depredadores naturales incluyen patos buceadores, cangrejos de río, algunos mamíferos, y peces (ISSG Database).

En 2005 se llevó a cabo un análisis sobre la posibilidad de vaciado parcial del embalse de Ribarroja como forma de reducir las poblaciones de mejillón cebra. El objetivo es generar un régimen de aguas inestable que sea menos propicio a la proliferación de esta especie. Para ello se ha elegido el final del verano, en septiembre, ya que coincide un nivel de aguas más bajo con el inicio de las lluvias que permiten su rellenado más rápidamente. En caso de que se demuestre eficaz, esta operación se repetiría en años sucesivos.

La puesta en marcha del Plan Hidrológico Nacional (PHN) habría implicado un trasvase de aguas del Ebro a otras cuencas hidrográficas mediterráneas españolas. De haberse llevado a cabo este trasvase sin tomar medidas para la eliminación del mejillón cebra en el punto donde se tomen las aguas a trasvasar, lo normal es que este peligroso molusco exótico hubiese colonizado las aguas continentales de las Comunidades Autónomas que recibieran esas aguas infestadas con larvas de *Dreissena polymorpha* (Álvarez, 2002). Por ello, es necesario que todas las políticas sectoriales que puedan, indirectamente, implicar la posible introducción, dispersión o establecimiento de una EEI, consideren estos aspectos.

Por desgracia, en 2005 se detectó la especie en la cuenca del Júcar.

En septiembre de 2006, se detectó la presencia del mejillón cebra en varios puntos del Ebro, aguas arriba de Zaragoza, confirmándose su expansión a toda la cuenca.

### ***Cangrejos de río americanos***

En la actualidad, la mayor parte de las órdenes de veda de pesca son muy estrictas en lo que se refiere a frenar la expansión del cangrejo rojo, *Procambarus clarkii* y proponen la pesca sin limitación de talla ni número ni veda. En casi todas las CCAA exigen la muerte de las capturas *in situ* y prohíben su transporte y su comercio en vivo. Sin embargo, algunas comunidades (como Asturias) imponen una veda estacional sobre esta especie.

Pese a que el cangrejo señal, *Pacifastacus leniusculus*, también transmite la afanomicosis y que al resistir mejor las aguas frías podría ser el vector de esta enfermedad para *Austropotamobius pallipes* (Junta de Andalucía, 2002), recibe, en cambio, un trato menos severo y, de hecho, la mayor parte de las órdenes de veda autonómicas limitan el número y la talla de las capturas. Incluso se plantea su empleo como “barrera biológica” para limitar la expansión de *P. clarkii*. Cataluña prohíbe la captura del cangrejo señal, mientras que La Rioja o Madrid equiparan esta especie con el cangrejo rojo.

En noviembre de 2004 se llevaron a cabo las I Jornadas Técnicas de Gestión y Conservación del Cangrejo de río en Andalucía, en las que había un grupo de trabajo específico sobre gestión de especies alóctonas. Se planteó entonces la creación de un Grupo de Trabajo equivalente al del mejillón cebrado en la Comisión de Flora y Fauna.

En algunas Comunidades Autónomas, como en Castilla-La Mancha, se están llevando a cabo ensayos de eliminación de cangrejo señal.

### **Picudo Rojo o Gorgojo rojo de las palmeras (*Rhynchophorus ferrugineus*)**

Este curculiónido, originario de las áreas tropicales del Sudeste Asiático y Polinesia, está invadiendo los palmerales españoles habiendo sido detectado por vez primera en Almuñécar (Granada), y estando presente en la actualidad en la Comunidad Valenciana y en las Islas Canarias. Las palmeras afectadas presentan galerías que desde las axilas de las hojas llegan a la corona y que, posteriormente, pueden detectarse en diversas zonas del tronco. Las hojas centrales amarillean y se marchitan, de forma que en pocas semanas, prácticamente la totalidad de la corona se ve afectada originando la muerte de la palmera.

Su infestación puede ser detectada aplicando un fonendoscopio al tronco de la palmera, ya que es posible escuchar a las larvas alimentarse. Visualmente su detección es más difícil pues los adultos pueden permanecer en el interior de la palmera, y sólo será detectable su presencia cuando la palmera ya esté seriamente dañada.

En la prevención, arma más efectiva para luchar contra esta EEI, es esencial un control riguroso sobre el comercio de las palmeras a fin de evitar la llegada de ejemplares infectados, sometiendo las palmeras a tratamientos preventivos adecuados, y volviendo a inspeccionarlas inmediatamente antes de su puesta en circulación.

La gestión es complicada, siendo prioritario cercar las zonas donde está presente la especie con trampas de feromonas o kairomonas, además de arrancar y quemar las palmeras afectadas o muertas que actúan como focos de infección para evitar la salida de los adultos.

### **Peces exóticos invasores**

Las órdenes de veda y otras normativas de pesca difieren en cuanto al tratamiento que se les dispensa a diversas especies introducidas. Se han analizado las órdenes de veda, o sus normativas equivalentes, publicadas para 2005 en todas las CCAA disponibles. La gestión de las EEI es muy diferente según los casos, lo cual responde en ocasiones a criterios ecológicos, pero también existen consideraciones económicas debido al interés de la pesca deportiva de determinadas especies.

Por ejemplo, el lucio, mientras la mayoría de las órdenes de veda lo consideran especie alóctona o nociva, otras, como las de Andalucía, Castilla-La Mancha y Valencia imponen tallas mínimas en las capturas de esta especie, lo que contribuye a su mantenimiento en los ecosistemas.

En Castilla y León se controlan los lucios mediante pesca eléctrica, lo que ha conducido, si no a su erradicación, a la limitación de la talla, con la intención de fomentar las poblaciones de trucha. La comunidad de pescadores se halla dividida sobre el lucio, debido, sin duda, a un cierto atractivo de su pesca, sin embargo, algunos sí que aceptan que su impacto sobre otras especies puede ser importante.

Los lucios son especies ictívoras muy voraces. Los ejemplares de mayor tamaño tienen con frecuencia hábitos caníbales, y devoran a ejemplares de menor talla, limitando en cierta medida el crecimiento de la población. El control de los ejemplares de mayor tamaño podría ocasionar la proliferación de los de menor tamaño.

El caso de la trucha arco iris es especial debido a que sigue usándose en muchas CCAA como especie para repoblar. La gestión de esta especie va desde la pesca sin muerte, la pesca con limitaciones de talla y/o cupo (Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha) o la captura sin limitaciones (Asturias y Cantabria).

***Rana catesbeiana***

Aunque se ha reducido el número de importaciones de *Rana catesbeiana* a partir de la prohibición comunitaria de entrada de ejemplares de países terceros, concretamente a través del Reglamento (CE) N.º 2551/97 de la Comisión, de 15 de diciembre de 1997, por el que se suspende la introducción en la Unión Europea de especímenes de algunas especies de fauna y flora silvestres, entre otros, la rana toro americana en los países miembros, no hay normativa que impida la libre circulación de especímenes producidos dentro de las granjas europeas.

Destaca la labor realizada por la AHE, que se ha manifestado en desacuerdo con la autorización de nuevas granjas de rana toro americana en España.

***Trachemys scripta***

Al ser considerada una amenaza para la fauna autóctona, desde finales de 1997 está prohibida su introducción en toda la Unión Europea, según se establece en el Reglamento (CE) N.º 2551/97 de la Comisión, de 15 de diciembre de 1997, por el que se suspende la introducción en la Unión Europea de especímenes de algunas especies de fauna y flora silvestres. Como previsión a la prohibición, en 1997 se importaron en España 900.000 tortugas. Sin embargo, la comercialización de los ejemplares nacidos en Europa o de otras subespecies que tendrán, seguramente, el mismo impacto, sigue estando permitida. También se ha detectado la aparición de numerosas otras especies como reacción a la prohibición de importación *T. scripta*. Dichas especies han comenzado a verse en libertad, aunque todavía se desconoce su reproducción (Pleguezuelos, 2002).

Desde la Direcció General del Medi Natural de Catalunya se llevó a cabo una campaña sobre la tortuga de Florida, durante el año 1997. Uno de los objetivos era informar y concienciar al público sobre las consecuencias de la tenencia y suelta indiscriminada de ejemplares de tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en el medio natural. Se editaron diversos materiales informativos sobre la biología de la especie y las consecuencias ambientales que provoca y se dio la posibilidad a los particulares de desprenderse de los ejemplares que poseían sin que comportara riesgos para la fauna autóctona.

En varias CCAA los centros de recuperación de fauna autóctona recogen los especímenes de *T. s. elegans* a los particulares, para evitar su abandono. Esto se hace de modo general en todos los centros, entre los que se encuentran GREFA en Madrid, la Fundació Natura Parc en Mallorca, el del GOB en Menorca o la Estació Biològica del Delta del Ebro en Tarragona.

### *Oxyura jamaicensis*

La recomendación N.61 del Convenio de Berna, sobre la conservación de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), recomienda a las partes contratantes del Convenio de Berna y a otros Estados desarrollar e implantar programas de control nacional, cuando sea apropiado, que pudieran incluir la erradicación de la malvasía canela (*O. jamaicensis*) en todos los países del Paleártico Occidental. Puesto que la dispersión de la malvasía canela desde el Reino Unido al resto de Europa supone una amenaza para la supervivencia de la malvasía cabeciblanca amenazada, debida a la hibridación de las dos especies, el Reino Unido presentó una propuesta para su discusión en la vigésima reunión del Comité sobre Comercio de Fauna y Flora Silvestre de la Comunidad Europea, con recomendaciones concretas de actuación respecto a la malvasía canela (Lewis, 2001).

En España, se adopta como solución técnica la erradicación de ejemplares *O. jamaicensis* y *O. leucocephala x jamaicensis*. Las primeras medidas se comienzan a tomar en 1989, impulsadas desde la DGCN (antecesora de la DGB) del Ministerio de Medio Ambiente, en colaboración con las Comunidades Autónomas.

Desde mayo de 1998 se vienen realizando actuaciones de erradicación y control de poblaciones de malvasía canela en el marco del programa "Control de la expansión de la malvasía canela". Se ha contado con observadores para la detección de pautas de comportamiento de los ejemplares de malvasía canela, con el fin de montar dispositivos de aguardo que permitan eliminar a la especie invasora, así como con la colaboración de cazadores expertos que han ayudado en las labores de erradicación. Numerosos ornitólogos aficionados y técnicos contribuyen de forma voluntaria comunicando nuevas localizaciones de ejemplares.

Durante el periodo comprendido entre octubre de 1998 y mayo de 1999, se detectaron 49 ejemplares de malvasía canela en el nordeste peninsular, de los cuales 10 fueron eliminados. En el Sudoeste peninsular se erradicaron los 6 ejemplares detectados y en Levante se detectaron 10 ejemplares, de los cuales 4 fueron erradicados. En enero de 1999 se mantuvo la vigilancia en el Nordeste de la Península, Andalucía y Levante.

Entre 2000 y 2001 se procedió igualmente a la eliminación de ejemplares de *O. jamaicensis* e híbridos *O. leucocephala x jamaicensis*, dando como resultado que de 24 individuos detectados, 18 fueron eliminados. Estas actuaciones han permitido mantener los efectivos de canela e híbridos en baja abundancia hasta el momento, habiendo evitado así la competencia con la malvasía cabeciblanca y la dilución genética de la misma a través de la hibridación.

En el ámbito autonómico, se ha procedido a la eliminación de *O. jamaicensis* en humedales de Alicante por parte de la Comunidad Valenciana. Igualmente desde la Junta de Andalucía, se han tomado medidas de control de la *O. jamaicensis*. Existe un Plan de Recuperación de la Malvasía, aprobado por el Decreto 183/1995, de 28 noviembre, de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de Castilla la Mancha, en

## Especies exóticas invasoras

---

el que se incluyen medidas de erradicación de malvasía canela e híbridos. La comunidad foral de Álava también ha contribuido en la eliminación de ejemplares alóctonos.

El Grupo de Trabajo para la Conservación de la Malvasía cabeciblanca en España, dependiente del Comité de Flora y Fauna Silvestres, realiza labores de coordinación interregional.

### *Myopsitta monachus*

No se ha realizado control de forma coordinada pero sí destrucción de nidos por parte de determinados ayuntamientos, básicamente por razones de seguridad viaria y conservación del arbolado.

La Direcció del Medi Natural de la Generalitat de Catalunya licitó puntualmente la caza controlada en áreas agrícolas. También ha financiado un proyecto para conocer el alcance del impacto de esta especie en la agricultura.

### *Mustela vison*

La DGB está llevando a cabo el Plan de Choque para la Conservación del Visón Europeo en España, en coordinación con las CCAA de La Rioja, País Vasco, Navarra y Cataluña, que están desarrollando actuaciones enmarcadas en Proyectos LIFE de Conservación del visón europeo. Las actuaciones emprendidas en el plan de choque son de conservación, de seguimiento y control, de educación y divulgación y de investigación.

Para evitar el asentamiento de poblaciones asilvestradas de visón americano en el área de distribución del visón europeo, se está procediendo a erradicar o controlar los efectivos.

Hasta ahora se sabe de la eliminación de ejemplares de visón americano en Álava, y Castilla y León está tomando, asimismo, medidas de control. También se capturaron varios miles en las provincias de Teruel y A Coruña, a partir de las liberaciones masivas descritas anteriormente (ver 2.2).

En Extremadura también se ha establecido un programa de control de visón americano para evitar la depredación sobre especies gravemente amenazadas, como el desmán (*Galemys pyrenaicus*).

Como instrumentos legislativos destacan los planes de recuperación y de gestión del Visón europeo aprobados por los organismos autónomos: Gobierno de La Rioja (Decreto 14/2002, de 1 de marzo), Álava (Orden Foral 180/2003, de 1 de abril). Ambos incluyen actuaciones de control del *Mustela vison*.