

La lucha contra las especies exóticas invasoras: una cuestión de estrategia y compromiso

Fighting against invasive alien species: a matter of strategy and commitment

**Bernardo Zilletti, Laura Capdevila-Argüelles y
Víctor Ángel Suárez Álvarez**

*GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Calle Tarifa nº7 Navatejera 24193
León (España) geib.uc@gmail.com*

PALABRAS CLAVE: España, Especies exóticas invasoras, Gestión, Herramientas, Invasiones biológicas.

KEY WORDS: Biological invasions, Invasive alien species, Management, Spain, Tools.

RESUMEN

Las especies exóticas invasoras (EEI) están consideradas universalmente como una de las mayores amenazas para la biodiversidad y el bienestar humano. La magnitud del problema ha llevado a la comunidad internacional a desarrollar unas directrices que necesitan ser adaptadas a las circunstancias de cada país. En España, pese a los progresos realizados (incremento en el número de investigaciones, acciones de gestión, nueva normativa, etc.), las iniciativas llevadas a cabo a menudo no reflejan los actuales conocimientos científicos sobre la dinámica del problema, ni responden a las necesidades de gestión y opciones de respuesta para abordarlo. El esfuerzo se ha centrado principalmente en la erradicación de EEI establecidas. Pero, la irreversibilidad de muchas invasiones pone en énfasis la importancia de trabajar en la prevención. La ausencia de un sistema nacional de información, la dispersión de competencias y la falta de coordinación entre administraciones constituyen otras lagunas importantes. Queda patente que una gestión eficaz del problema precisa: a) de un compromiso político serio y a largo plazo con el medio ambiente, con el conjunto de estamentos implicados y con la ciudadanía, b) de directrices claras y estructuradas de acuerdo con una estrategia que defina funciones y responsabilidades, y c) de la dotación de recursos adecuados.

ABSTRACT

Invasive alien species are recognized as one of the greatest threats to native biodiversity and human welfare globally. The magnitude of this global and cross-cutting issue has led the international community to develop guidelines and tools to deal with it. These guidelines, conceived to be applied on a global and/or regional scale need to be tailored to individual country circumstances. Important steps forward have been carried out in Spain in the last decade. The number of researches and publications increased considerably as well as regional management initiatives and public awareness campaigns. New regulations dealing with invasive alien species have been enacted recently. However, despite these progresses, policy and management of invasive alien species often appears poor and inconsistent. Management actions undertaken by the

different administrations often do not adequately reflect current scientific knowledge on the dynamics of the problem, or fit the needs of management and response options to address it. Management effort has been mainly made to eradicate the established invasive alien species. Nevertheless, in spite of some successful campaigns, the irreversibility of most invasions emphasizes the importance of prevention. Moreover, the lack of a national information system on invasive alien species and the dispersion of competences and scant coordination among different administrations are still unfilled gaps that resulted in the implementation of measures that do not match a strategic vision of the problem. It is patently obvious that an effective management of invasive alien species in Spain still requires: a) strong and long-term commitment to the environment, involved stakeholders and citizens; b) clear and structured measures according to a strategy that establishes competences and responsibilities, and c) the provision of adequate resources.

*“Los científicos se esfuerzan por hacer posible lo imposible.
Los políticos por hacer lo posible imposible”.*
Bertrand Russell

1. INTRODUCCIÓN

La dispersión de especies es un fenómeno natural, limitado entre otros factores por las barreras biogeográficas. Sin embargo, muchos organismos han logrado superar dichas barreras transportados intencionada o accidentalmente hacia nuevos lugares por el ser humano.

El actual ritmo de introducciones, mucho más elevado de lo que podría ocurrir de forma natural, ha generado una nueva dinámica biogeográfica que constituye hoy en día uno de los grandes factores del cambio global (SIMBERLOFF & REJMÁNEK, 2011).

Aunque la mayoría de las especies introducidas no tienen o muestran seguidamente un impacto negativo apreciable, algunas manifiestan de inmediato o tras un corto tiempo de adaptación al nuevo entorno un comportamiento invasor (NENTWIG, 2007). Las consecuencias pueden ser diferentes y de magnitud variable para las especies nativas (competencia, depredación, parasitismo, alteración del flujo genético, etc.), las comunidades (alteración de su estructura y composición) y los ecosistemas receptores (alteración de los procesos ecológicos y ciclos vitales) (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006; HULME, 2007). Muchas especies invasoras son además agentes alergógenos o patógenos o actúan como vector de enfermedades y parásitos, constituyendo un riesgo, no sólo para la salud vegetal y animal sino también para la humana (WITTENBERG & COCK, 2001; PIMENTEL, 2002; TOMPKINS & POULIN, 2006). Sus impactos acarrear importantes perjuicios económicos derivados de la pérdida de funciones del capital natural, de los valores de uso de los ecosistemas y de los gastos para su gestión (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006; KETTUNEN *et al.*, 2008; ANDREU *et al.*, 2009; VILÀ *et al.*, 2010).

La preocupación por las invasiones biológicas ha ido *in crescendo* a lo largo de las últimas dos décadas, hasta el punto de estar consideradas universalmente como uno de los problemas ambientales más graves cuyas consecuencias negativas repercuten también sobre la economía y la salud (MCNEELY *et al.*, 2001; EUROPEAN COUNCIL, 2002).

La magnitud y la propia naturaleza del problema (transversal y global), requieren la puesta en marcha de iniciativas supra-regionales y regionales que dependen en gran medida de la eficacia de las estructuras nacionales (BARNARD & WAAGE, 2004). Consecuentemente la comunidad internacional ha venido

desarrollando a lo largo de los últimos años una serie de tratados y herramientas. Así, en la sexta Conferencia de las Partes del Convenio sobre Diversidad Biológica, las Partes adoptaron una decisión (VI/23) (CBD, 2002) que insta a los gobiernos a crear la capacidad nacional para hacer frente a las especies exóticas invasoras (en adelante EEI), en el marco de estrategias y planes de acción, y en conformidad con un conjunto de principios rectores.

Entre ellos destaca el Principio de orientación 2 o enfoque jerárquico en tres etapas, que ampliamente aceptado a nivel internacional establece como bases para la gestión de EEI: 1) prevenir su entrada por ser económicamente más rentable y medioambientalmente compatible, 2) detectarlas rápidamente y erradicarlas inmediatamente tras su entrada (detección temprana y respuesta rápida), y 3) minimizar su impacto al fallar la erradicación mediante contención y control.

Sucesivamente, tanto la propia Conferencia de las Partes como otros programas e instituciones, a partir de los contenidos de la Decisión VI/23, incorporan a las correspondientes resoluciones y programas de trabajo una serie de principios transversales o enfoques reconocidos a nivel internacional tales como el principio de precaución¹, el de quien contamina paga y el enfoque por ecosistemas. Estos programas enfatizan la importancia del intercambio de información, de cooperación y de abordar la gestión del problema desde una perspectiva intersectorial (SHINE, 2008). Más allá del enfoque meramente defensivo propuesto por el Principio de orientación 2, la Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras propugna la necesidad de incluir medidas de apoyo a la restauración de las especies, los hábitats naturales y los ecosistemas que han sido afectados por las invasiones biológicas (GENOVESI & SHINE, 2004).

Las líneas de acción propuestas por estos documentos están pensadas para ser aplicadas a escala global y/o regional y necesitan ser adaptadas a las circunstancias de cada país. Aunque la gravedad del problema varía de un estado a otro, ningún país puede permitirse el lujo de ignorar esta amenaza (BARNARD & WAAGE, 2004). De hecho muchas de las introducciones ocurridas en tiempos recientes se podrían haber evitado y/o sus impactos podrían haber sido minimizados (GENOVESI & SHINE, 2004).

No obstante, a la hora de aplicar con eficacia las herramientas disponibles es necesario establecer criterios de actuación en función de unidades biogeográficas abandonando la visión localista puesto que las EEI no conocen fronteras políticas. Hay que tener en cuenta que los esfuerzos unilaterales en la gestión del problema pueden ser anulados por la inercia de las entidades administrativas limítrofes (QUEIROZ *et al.*, 2003).

Recientemente la Comisión Europea ha establecido *la lucha contra las especies exóticas invasoras* como un objetivo de la estrategia europea de biodiversidad para 2020 y está trabajando en el desarrollo de un instrumento legislativo especial relativo a las EEI (COMISIÓN EUROPEA, 2011a). Este paso es extraordinariamente importante para solventar la falta de un enfoque coherente y coordinado adoptado hasta el momento por los estados miembros a la hora de abordar el problema (COMISIÓN EUROPEA, 2006 y 2011a). Así mismo puede ayudar a conferir cierta estabilidad a las normativas nacionales sobre la materia, dando continuidad y evitando cambios repentinos en las políticas adoptadas.

En España, por ejemplo, tan sólo dos meses después de la entrada en vigor del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado

1. Frente a una amenaza constituida por una invasión la falta de pruebas científicas no debe utilizarse como razón para posponer o no adoptar medidas que eviten o minimicen dicha amenaza (CBD, 2002).

y catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 2011), las autoridades competentes ya anunciaban la revisión de sus contenidos como consecuencia de las polémicas surgidas en torno a las limitaciones que afectaban a especies concretas. Poco después parte de la norma (referente a especies concretas de pesca) era suspendida cautelarmente por el Tribunal Supremo.

Frente a esta situación, se ha considerado oportuno repasar las principales medidas de gestión para EEI recogidas en los compromisos adquiridos por España con la comunidad internacional para darlas a conocer a lectores no especializados en materia de invasiones biológicas.

2. ESTRATEGIAS DE GESTIÓN DE INVASIONES BIOLÓGICAS

2.1 Prevención

La prevención persigue: a) la exclusión de las EEI con el objetivo de impedir *a priori* su entrada y b) su interceptación antes de que lleguen a su destino, evitando y/o minimizando el riesgo de introducciones indeseadas (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006).

Es aplicable para especies concretas y/o vías de entrada/vectores. La mayoría de los sistemas de prevención están orientados a frenar la entrada de especies (por ejemplo plagas agrícolas, forestales y organismos patógenos). No obstante, la prevención de vías de entrada y vectores permitiría interceptar y excluir aquellas especies que pese a ser invasoras o potencialmente invasoras no son objeto de vigilancia y que pueden utilizar una misma vía de entrada/vector. En este contexto el conocimiento de los factores subyacentes a los mecanismos de entrada de especies exóticas cobra un valor de máxima importancia (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006). Desde una perspectiva estratégica los esfuerzos deberían por tanto comenzar en el lugar de origen o de exportación es decir antes de que un organismo vivo pueda cruzar la barrera biogeográfica (GENOVESI & SHINE, 2004). La categorización del riesgo asociado a los lugares de importación en dependencia de la presencia de organismos indeseados juega un papel fundamental a la hora de prevenir la transferencia accidental de EEI. Entre las acciones clave a desarrollar se incluyen: acuerdos bilaterales que permitan inspecciones *ex situ*, sistemas de certificaciones que garanticen la ausencia de organismos indeseados, la aplicación de tratamientos sanitarios y fitosanitarios y en el caso de organismos vivos un período de pre-cuarentena (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006; SHINE, 2008).

Por otro lado, en los puntos de entrada, que suelen coincidir con las fronteras, es esencial disponer de sistemas eficientes de inspección para verificar las introducciones autorizadas, detectar las introducciones ilegales e interceptar aquellas especies introducidas accidentalmente a través de los principales productos básicos, vías de entrada y vectores. Su eficacia es estrictamente dependiente de la existencia de un adecuado marco normativo, suficiente personal capacitado, técnicas y protocolos de vigilancia adecuados, disponibilidad de herramienta de detección, listas de referencia de productos y especies con alto riesgo asociado, plantas de tratamiento y cuarentena, etc. (GENOVESI & SHINE, 2004). La disponibilidad de dichos recursos debería optimizarse en función del riesgo asociado a cada punto de entrada teniendo en cuenta la ubicación, el volumen y/o el tráfico soportado y la tipología (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006; SHINE, 2008).

A este respecto, exceptuando los regímenes de sanidad animal y vegetal, la UE carece de un enfoque conjunto para la gestión desde pre-a post-frontera de las vías de entrada de EEI y las invasiones (SHINE *et al.*, 2010).

Con respecto a las introducciones planificadas, es importante destacar que muchas de las invasiones con mayores impactos en Europa proceden directa o indirectamente de introducciones intencionales. Esto es por ejemplo el caso de *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, *Reynoutria japonica*, y de *Sciurus carolinensis* (DAISIE, 2009; SAVINI *et al.*, 2010). Por otra parte el cultivo de los bivalvos *Crassostrea gigas* y *Ruditapes philippinarum* ha conllevado la introducción de unos 60 organismos asociados mientras el de ciprínidos de 31 parásitos/agentes infecciosos (SAVINI *et al.*, 2010).

Resulta por tanto imprescindible que una estrategia de prevención tenga en cuenta las introducciones intencionales cuya autorización debería expedirse única y exclusivamente tras la aplicación previa de un análisis de riesgos de invasión que integre factores relacionados con la propia biología de la especie, medioambientales (bióticos y abióticos), económicos, socio-culturales y sanitarios junto con un proceso coordinado de toma de decisiones (WITTENBERG & COCK, 2001; GENOVESI & SHINE, 2004; CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006). Dichos procedimientos tratan de evaluar científicamente la probabilidad y las consecuencias (el riesgo) de la introducción y establecimiento de una especie exótica y las medidas que puedan aplicarse para reducir o controlar esos riesgos (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006). La aplicación de los análisis de riesgos debería constituir además la base para la elaboración de un sistema de listados dinámicos útil de cara a la expedición de autorizaciones, que incluyan especies indeseadas (lista negra), especies cuyo potencial invasor no está del todo claro (lista gris) y especies inocuas (lista blanca) (GENOVESI & SHINE, 2004; CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006).

De aplicación rutinaria en Australia y Nueva Zelanda, también se están empleando en diferentes estados de la Unión Europea aunque de forma no siempre estandarizada ni vinculante (SHINE *et al.*, 2010; COMISIÓN EUROPEA, 2011b). Recientemente también la normativa española en materia de EEI hace mención de los análisis de riesgos (BOE, 2011). No obstante, aún describiendo sus contenidos básicos no provee ningún tipo de metodología detallada que permita identificar y categorizar especies exóticas y su uso en España se restringe todavía al sector científico (ANDREU & VILÀ, 2010).

Siendo patente que el factor humano es la principal causa del problema, resulta imperativo que una estrategia para dirigir la cuestión de las invasiones biológicas de forma eficaz y sostenible en el tiempo cuente no sólo con el desarrollo de medidas de cumplimiento obligatorio (la normativa) sino que también incluya elementos diseñados para modificar los valores humanos, creencias y comportamientos en los sectores implicados. Esto cobra una importancia relevante no sólo a la hora de prevenir nuevas introducciones sino también para minimizar la dispersión de aquellas EEI ya establecidas puesto que en muchos casos las técnicas de control son inviables por las propias características del medio físico o por su agresividad para el medio ambiente.

Por otra parte, la puesta en marcha de una acción educativa intensiva y continuada en el tiempo a través de la educación formal y no formal así como la elaboración de códigos de buenas prácticas sectoriales de cumplimiento voluntario generados de forma participativa con los estamentos interesados son clave para conseguir este objetivo. Estos pueden constituir unas herramientas de gran utilidad para que tanto el público en general como los diferentes actores

implicados tomen conciencia de los beneficios para la biodiversidad nativa, la economía, la salud humana y el bienestar en general, que derivan de la prevención de las EEI y se impliquen en la gestión del problema cumpliendo voluntariamente con las normas (GENOVESI & SHINE, 2004; CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006).

2.2 Detección temprana y respuesta rápida

El creciente movimiento de especies y mercancías como consecuencia de la globalización hace que los sistemas de prevención no sean barreras infranqueables e incrementa el riesgo de que alguna especie exótica pueda penetrar y establecerse. Detectar e identificar estas especies antes o inmediatamente después de su establecimiento se vuelve por tanto en una prioridad para poder frenar el proceso de colonización y de expansión antes de que sea demasiado tarde (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006).

En este contexto los sistemas de detección temprana y respuesta rápida cobran un papel fundamental puesto que tienen la función de identificar las invasiones antes de que se produzcan para combatirlos de forma eficaz.

Las acciones de detección temprana pueden estructurarse a través de un programa coordinado que permite identificar la amenaza, detectarla mediante una red de vigilancia, notificarla de forma inmediata, y contrarrestarla rápidamente (incluyendo la restauración de las áreas afectadas) tras haber evaluado los impactos potenciales tanto de la propia especie como de las distintas opciones de gestión. Su buen funcionamiento precisa de una capacidad básica de diagnóstico, conocimientos taxonómicos, de la introducción de los análisis de riesgos como práctica común en la lucha a las invasiones biológicas, de la implicación de distintos estamentos, de elevados niveles de coordinación, y de planes de contingencia a través de los cuales llevar a cabo las opciones apropiadas de respuesta rápida (USDA, 2007). Además es fundamental que la respuesta de emergencia esté exenta de largos procesos de aprobación puesto que las oportunidades de erradicación son más elevadas inmediatamente después de la llegada de la nueva especie exótica, antes de que haya podido establecerse y dispersarse. Cuanto más rápida sea la respuesta tanto menores serán los impactos ecológicos, económicos y/o sanitarios así como los costes de gestión (WITTENBERG & COCK, 2001). La elección entre las diferentes opciones de respuesta dependerá de las probabilidades de éxito, la duración de la acción, sus impactos sobre el medio ambiente, la economía y el público y un análisis de costes-beneficios (WITTENBERG & COCK, 2001).

Por otro lado el desarrollo de planes de contingencias (previos a las introducciones) podría permitir acelerar la respuesta frente a las invasiones biológicas. Estos deberían elaborarse para aquellas especies potencialmente más dañinas y/o con elevado riesgo de introducción y deberían designar roles, responsabilidades y acciones claras a los estamentos involucrados en la operación de respuesta (WITTENBERG & COCK, 2001).

La implantación de este sistema, que debe concebirse como un *continuum* de la prevención y que debe contar con los suficientes recursos humanos, materiales y económicos favorecería además la toma de decisiones a la hora de asignar los recursos y realizar planificaciones estratégicas para la gestión de las EEI.

2.3 Erradicación, contención y control

Cuando se produce una invasión, la erradicación² es la opción de gestión preferible pero debería intentarse sólo si es viable y si tiene elevadas probabilidades de éxito. Con respecto a otras opciones, la erradicación tiene ciertas ventajas puesto que permite eliminar directamente el problema y sus consecuencias, ofrece mayores posibilidades de reestablecer las condiciones ambientales previas a la invasión, y tiene costes inferiores y menor impacto a largo plazo (WITTENBERG & COCK, 2001).

Las probabilidades de éxito son mayores en los primeros estadios de una invasión cuando la especie objeto de control no se ha establecido del todo, ocupa un área reducida y la población fundadora es pequeña (GENOVESI, 2007; PLUESS *et al.*, 2012). Éstas se incrementarán mediante el uso de técnicas adecuadas, teniendo en cuenta las experiencias tanto positivas como negativas llevadas a cabo en otros lugares, y gracias a un exhaustivo conocimiento de la ecología de la especie a erradicar y actuando en los períodos de máxima vulnerabilidad de la especie (WITTENBERG & COCK, 2001). Los métodos empleados tienen que ser además de eficientes, selectivos, éticos y sin crueldad, y cumplir con la normativa aplicable (GENOVESI & SHINE, 2004).

Cualquier iniciativa en este sentido debería ser precedida por un análisis que evalúe las posibilidades de éxito, los recursos humanos, materiales y económicos necesarios, los posibles efectos secundarios sobre otras especies o sobre el ecosistema y los tiempos de realización así como las medidas posteriores para evitar episodios de reinvasión. No se debería emprender ningún programa de erradicación si no están asegurados un apoyo financiero que cubra la totalidad de la acción, el compromiso de las partes interesadas y el apoyo del público con el fin de evitar fenómenos de rechazo social que podría interferir en el éxito de la acción (WITTENBERG & COCK, 2001; GENOVESI & SHINE, 2004). El programa de eliminación del conejo en Montaña Clara, una pequeña isla del archipiélago canario, fue suspendido al estar casi completado porque el proyecto se quedó sin fondos (GENOVESI, 2005).

Sin embargo, la interrupción de una campaña de erradicación puede comportar una serie de consecuencias negativas directas e indirectas: a) la persistencia de la especie invasora y de sus impactos, b) el desperdicio de fondos que podían haberse invertido en otra iniciativa de conservación y c) la erosión del apoyo a los programas de erradicación como herramienta para la conservación MORRISON *et al.*, (2011). Por otra parte, la erradicación a menudo representa una práctica de manejo conflictiva, y en varios casos encuentra la oposición del público o de colectivos que pueden hacer peligrar o incluso paralizar un programa. Recientes ejemplos incluyen los casos de la ardilla gris y de la cabras en Italia, del erizo en Escocia (Uist), de la malvasía canela en Inglaterra y Gales, del cisne mudo en los Estados Unidos, y de los caballos en Australia (GENOVESI, 2005; BLACKBURN *et al.*, 2010).

Cuando la erradicación no es viable y la EEI ha invadido un área relativamente aislada, contener a la población invasora dentro de la misma para evitar su propagación es la siguiente opción de gestión. Estos programas precisan de sistemas de vigilancia continuada del perímetro de la zona afectada por la invasión y de métodos de control que impidan la dispersión de la especie desde la periferia. Así mismo, la implicación del público es imprescindible para evitar

2. Extirpación de toda la población de una especie exótica de una zona concreta

la propagación voluntaria y/o accidental de la especie y colaborar en la detección temprana de una posible expansión (WITTENBERG & COCK, 2001).

Por el contrario, cuando no sea posible erradicar o controlar las EEI a gran escala, otra opción que puede aplicarse a la gestión de especies con alto riesgo de extinción y/o a zonas extremadamente vulnerables, consiste en excluir a las EEI de las áreas a proteger eliminándolas sistemáticamente (WITTENBERG & COCK, 2001).

Si una EEI se ha establecido con poblaciones consistentes y ocupa un área de distribución amplia y la erradicación no es viable, las posibilidades de gestión se reducen a convivir (aunque temporalmente) con ella intentando minimizar sus impactos, controlando y reduciendo sus densidades poblacionales y abundancia por debajo de un umbral asumible. No obstante, una reciente evaluación sobre la gestión de plantas invasoras en España ha apuntado a que los programas de control a menudo tienen objetivos a corto plazo y a la falta de monitoreo y de indicadores para evaluar el éxito de las acciones emprendidas. Así mismo el estudio indica que los gestores medioambientales difieren en sus puntos de vista sobre la mejor forma de gestionar a las EEI debido posiblemente a la falta de orientación y la escasez de recursos (ANDREU *et al.*, 2009). Por el contrario, antes de emprender cualquier programa de control se deberían definir claramente los resultados deseados y realizar en función de los mismos un análisis de costes y beneficios que incorporen también indicadores de valores intangibles, una evaluación de los métodos a emplear con respecto a su eficiencia y selectividad, un examen de las consecuencias potenciales sobre la biodiversidad nativa y plantear un seguimiento de los resultados obtenidos. Así mismo, como en el caso de la erradicación es de vital importancia conseguir el apoyo del público (WITTENBERG & COCK, 2001).

En el corto plazo los métodos de control son más baratos y requieren un menor compromiso por parte de los estamentos gestores, razones por las cuales son generalmente preferidos como opción de manejo (WITTENBERG & COCK, 2001). Sin embargo, el control sólo palió el problema, no lo elimina, y requiere un esfuerzo constante y continuado en el tiempo (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006) que en el largo plazo lo vuelve en la opción de gestión más cara (WITTENBERG & COCK, 2001). Una comparación entre los costes de la erradicación exitosa del coipú en Inglaterra (5 millones de euros en 11 años) y la campaña de control permanente en Italia (14 millones de euros en sólo 6 años) indican que incluso las erradicaciones muy costosas, si tienen éxito, pueden tener una relación coste-beneficio favorable en el largo plazo (PANZACCHI *et al.*, 2007). Además, si se acaban los recursos económicos y se interrumpen las acciones de control tanto la población invasora como sus impactos negativos aumentarán pudiendo causar daños irreversibles.

A la hora de intervenir sobre poblaciones invasoras existe un gran número de métodos específicos referentes a tres categorías fundamentales los cuales pueden utilizarse de forma aislada o combinada (WITTENBERG & COCK, 2001; CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006):

- Mecánicos, por ejemplo trampeo, disparo, pesca eléctrica, tratamientos con calor, arranque, tala, etc.
- Químicos, mayoritariamente uso de pesticidas
- Biológicos, por ejemplo uso de enemigos naturales y patógenos, de sustancias de origen biológico, inducción de resistencia en el organismo hospedante, etc.

Tanto el uso incorrecto (por ejemplo cuando el personal que los lleva a cabo no está previamente entrenado) como la falta de consideración a la hora de

evaluar los riesgos asociados a su uso (por ejemplo en la introducción de agentes exóticos de control biológico, el uso de sustancias tóxicas, etc.) pueden tener consecuencias desastrosas sobre el medioambiente, y en ocasiones facilitar la dispersión de la especie objeto del control y/o provocar nuevas invasiones, según se desprende de los ejemplos citados a continuación. Entre los vertebrados terrestres introducidos en Europa se hallan varias especies liberadas en el propio medio natural o en invernaderos como agentes de control biológico. Entre ellos, la mariquita asiática *Harmonia axyridis* se encuentra en la actualidad ampliamente distribuida por Europa central y occidental donde se ha vuelto en una amenaza para las especies nativas (ROY & WAJNBERG, 2008; ROQUES *et al.*, 2009). Así mismo el uso indiscriminado de pesticida empleado en Estados Unidos para erradicar la hormiga de fuego (*Solenopsis invicta*) se tradujo en un auténtico desastre medioambiental y desperdicio de dinero. Las hormigas invasoras volvían a invadir las zonas de las cuales habían sido erradicadas con más rapidez que las especies nativas y su dispersión se vio favorecida por la eliminación de competidores y depredadores; restos de pesticidas fueron encontrados en numerosos organismos e incluso en humanos (SIMBERLOFF *et al.*, 2000).

2.4 Restauración

La gestión de EEI no puede constituir por sí misma el objetivo principal de una estrategia de conservación, sino que debe interpretarse como un medio para alcanzar un fin más importante que es la preservación del ecosistema y sus funciones (WITTENBERG & COCK, 2001; GENOVESI & SHINE, 2004). Debido a que los ecosistemas que sufren mayores perturbaciones son más vulnerables a las invasiones, mantener su buen estado y potenciar su resiliencia se vuelve en un paso imprescindible. En el contexto de la gestión de EEI la erradicación, contención y/o control deberían complementarse con medidas de restauración puesto que podrían liberar recursos o abrir nichos propiciando tanto la re-invasión como nuevas invasiones (SIMBERLOFF, 2003; HOLMES *et al.*, 2005). No obstante, en España la restauración de hábitats previamente invadidos no se ha llevado a cabo con mucha frecuencia y las inversiones destinadas a ello constituyen tan solo una mínima parte del presupuesto dedicado a la gestión de plantas invasoras (ANDREU *et al.*, 2009).

Además de fomentar acciones de restauración, sería conveniente que éstas se fundamentaran sobre un análisis de viabilidad teniendo en cuenta los rasgos biológicos de las especies erradicadas (banco de semillas, impacto sobre el suelo, etc.) las características estructurales de los ecosistemas, costes y beneficios, etc. e incluyeran medidas de monitoreo de EEI a largo plazo (D'ANTONIO & MEYERSON, 2002).

Las intervenciones tendrían que desarrollarse según protocolos de actuación elaborados específicamente para el área a intervenir, teniendo en cuenta los posibles factores de riesgo asociados a las propias operaciones de restauración (maquinaria contaminada, uso de sustratos orgánicos y vegetales de procedencia remota, modalidades de remoción y transporte de EEI, etc.) que podrían actuar como vectores de nuevas especies y/o favorecer la dispersión de aquellas que han sido objeto de control.

En cuanto al tipo de plantas a emplear en las obras de revegetación o control de la erosión, se debería privilegiar el uso de especies autóctonas y de procedencia local a fin de evitar la contaminación genética y limitar el uso de especies exóticas (preferentemente formas estériles) seleccionadas mediante un

procedimiento de análisis de riesgos que indique la ausencia impactos adversos asociados, para áreas de escaso valor medioambiental (GENOVESI & SHINE, 2004). En el caso de reintroducir especies animales nativas debería prestarse especial atención para evitar la introducción subespecies diferentes o de individuos procedentes de poblaciones alejadas debido al riesgo de contaminación genética y en todo caso debería llevarse a cabo únicamente de forma acorde a las líneas guía de la IUCN sobre reintroducciones (GENOVESI & SHINE, 2004; IUCN, 2012).

3. OTRAS HERRAMIENTAS NECESARIAS PARA LA GESTIÓN DE EEI

3.1 *Sistemas de información*

La efectividad de la gestión de EEI depende estrictamente de la precisión de la información sobre su distribución, abundancia relativa, superficie ocupada, tendencias poblacionales, vías de entrada, vectores, etc. Una clara comprensión de la situación es fundamental para identificar y establecer prioridades para la investigación, prevención, seguimiento y control y detectar con rapidez las nuevas introducciones (GENOVESI & SHINE, 2004).

Además es necesario disponer de información básica sobre las diferentes opciones de gestión a la hora de prevenir nuevas introducciones, la expansión de las especies ya establecidas o mitigar sus impactos. Las experiencias técnicas y metodologías llevadas a cabo en materia de prevención y mitigación de EEI utilizadas en otros países con las mismas especies pueden ser de gran utilidad a la hora de identificar los mejores métodos de gestión así como para evitar la repetición de errores (WITTENBERG & COCK, 2001).

Disponer de dicha información a través de sistemas digitales y accesibles vía Internet puede contribuir al monitoreo, detección temprana, erradicación y control de especies invasoras. Constituye además una base útil para la toma de decisiones a nivel de políticas públicas o iniciativas privadas encaminadas a la solución de este problema. Su ubicación en la red agiliza las consultas evitando barreras burocráticas y favorece el intercambio de información, dos elementos esenciales a la hora de abordar la gestión de EEI. Son un ejemplo de ellos el Global Invasive Species Database (GISD) y el Invasive Species Compendium (ISC) a nivel mundial, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) a nivel Europeo, y The European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS) a nivel regional (países norte europeos y bálticos).

3.2 *Investigación*

La importancia de promover la investigación sobre la biología de las EEI y los factores tanto ecológicos como socioeconómicos subyacentes a los procesos de invasión es innegable e indispensable para la gestión del problema (GENOVESI & SHINE, 2004). Tanto la taxonomía como la ecología juegan un papel esencial en todas las etapas de gestión del problema. Esto incluye tanto la detección e identificación inicial de las EEI que requiere conocimientos taxonómicos, como las fases sucesivas de respuesta rápida y control que precisan de la comprensión de la ecología de los invasores en sus rangos nativos e introducidos, necesaria por ejemplo para determinar cuando y cómo las medidas de control deben ser iniciadas. Por otro lado, la investigación aplicada aporta continuas mejoras a herramientas de gestión tales como los análisis de riesgos y técnicas de control.

No obstante, al tratarse de un tema transversal muchas más son las disciplinas que contribuyen a un mejor conocimiento del problema y de sus consecuencias. Desde un punto de vista operativo, además de potenciar las financiaciones en el campo de la biología también sería conveniente promover un mayor número de estudios sobre otros aspectos menos explorados como la economía de las invasiones y su impacto sanitario, así como investigaciones en el campo legal con el objetivo de aportar nuevas perspectivas y soluciones de cara a la gestión de las EEI. La Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras (GENOVESI & SHINE, 2004) establece las siguientes áreas prioritarias de investigación: a) metodologías de análisis de riesgo sobre vías de entrada, vectores y especies; b) patrones de dispersión de EEI o potencialmente invasoras; c) biología, taxonomía y ecología de las EEI en sus rangos nativos e introducidos y epidemiología; d) vulnerabilidad de los ecosistemas; e) evaluación de los impactos adversos de las EEI sobre la biodiversidad nativa incluyendo la diversidad genética; f) evaluación de las consecuencias sobre la economía y la salud pública; g) evaluación y desarrollo de técnicas mejores de prevención, detección temprana control y restauración.

Por otro lado, se hace hincapié en la necesidad de establecer canales de comunicación y mecanismos de retroalimentación positiva y recíproca entre el sector de la investigación y los estamentos encargados de la gestión.

3.3 Normativa

Pese a que a nivel internacional y regional existen diferentes instrumentos (vinculantes y no) que abordan de una u otra manera a las EEI, y aunque varios países y algunas regiones hayan hecho progresos significativos, los ordenamientos jurídicos e institucionales de muchos estados tratan todavía el problema de forma poco sistemática y fragmentaria (SHINE *et al.*, 2000; SHINE, 2008). La gran mayoría de disposiciones han sido desarrolladas para sectores productivos concretos (agrícola, forestal, etc.) dejando en un segundo plano la biodiversidad autóctona, y/o como reacción a la presencia de EEI particularmente problemáticas (como por ejemplo las medidas relativas al género *Pomacea*), (SHINE *et al.*, 2000; DOUE, 2012). Existen varios condicionantes y de diferente naturaleza que pueden explicar esta laguna; entre ellos a) la dificultad para predecir el riesgo asociado a especies, vías de entrada y vectores de forma objetiva, b) la escasez y/o dispersión de datos, c) la amplitud de actividades y sectores relacionados con las especies exóticas y el valor que se les atribuye, d) la escasa conciencia que tanto el público en general como los políticos tienen del problema y e) la ausencia de un enfoque estratégico (SHINE *et al.*, 2000).

Sin embargo, el desarrollo y la aplicación de medidas normativas son componentes esenciales para prevenir o reducir el riesgo de nuevas introducciones y proveer una base sólida para su gestión (SHINE *et al.*, 2000). Idealmente los marcos legales deberían integrar más claramente principios fundamentales de la política internacional como el de precaución y el de “quien contamina paga” insuficientemente aplicados en el contexto de las EEI en la UE (COMISIÓN EUROPEA, 2011b) y fundamentarse en objetivos claros y centrados más en los beneficios de la acción que se pretenden conseguir que en las propias EEI (SHINE, 2008). No obstante, la reglamentación por si sola no es eficaz puesto que para alcanzar los objetivos de conservación se precisa de acciones de gestión continuadas en el tiempo que implican medidas costosas tales como el control de EEI o la restauración. Esto es particularmente cierto cuando un particular no es responsable de la presencia de una EEI en sus propiedades (DOREMUS,

2003). Aún prohibiendo o limitando ciertas actividades, sería conveniente que los marcos normativos promovieran la consecución de los objetivos marcados mediante incentivos positivos y establecieran mecanismos consultivos con los principales estamentos implicados (autoridades medio ambientales, fitosanitarias, veterinarias, sanitarias, administraciones regionales y locales, sectores industriales, expertos, etc.). Esto resultaría de gran utilidad a la hora de elaborar reglamentos adecuados y consensuados y asegurar su aceptación y cumplimiento. Por otra parte, de forma consistente con la diversidad de las normativas en la Unión Europea, las responsabilidades de gestión de EEI dentro de los estados miembros siguen todavía muy fragmentadas (COMISIÓN EUROPEA, 2011b). La normativa debería por tanto abordar este problema definiendo más claramente responsabilidades y funciones, y desarrollar reglamentos más específicos en materia de prevención y gestión (SHINE *et al.*, 2000; SHINE, 2008).

3.4. Educación y concienciación pública

La necesidad de educar y concienciar a la sociedad es un aspecto considerado en las Estrategias sobre este tema del CBD y el Consejo de Europa para ser tenido en cuenta de manera horizontal en las tres etapas: prevención, detección y rápida intervención, y erradicación o control (CBD, 2002; GENOVESI & SHINE, 2004).

Una mayor concienciación y entendimiento del problema son la clave para conseguir un mayor apoyo a las políticas y programas pertinentes y para involucrar a un mayor número de sectores/actores en la puesta en marcha de acciones que reduzcan el riesgo de introducción de EEI así como de facilitar su propagación, y que colaboren en su detección y seguimiento.

No obstante, pese a que la población en general apoye la conservación de la biodiversidad, la comprensión del problema de las invasiones biológicas sigue siendo todavía limitada (BREMNER & PARK, 2007). Esto se debe en gran medida a la falta de un nexo claro e inmediato entre causas y efectos de una invasión (los impactos de las EEI pueden tardar en volverse evidentes) lo que dificulta la percepción del riesgo asociado a las EEI (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006).

La gestión de EEI es tanto una cuestión social como científica y el apoyo de la población puede ser determinante para su éxito o fracaso. Esto es particularmente cierto en las campañas de erradicación y control donde las especies implicadas y los métodos empleados pueden condicionar el nivel de apoyo público sobre todo en aquellos casos en los cuales la especie resulte atractiva. Constituyen dos ejemplos opuestos la paralización del programa de erradicación de la ardilla gris en Italia y el incremento en el apoyo para el control y erradicación de especies no autóctonas en Escocia (del 38 al 78%) después de celebrar reuniones con grupos focales para discutir dichos proyectos (BREMNER & PARK, 2007).

En España, el número de iniciativas de divulgación y sensibilización sobre EEI se ha multiplicado en los últimos años (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006). Sin embargo se trata en muchos casos de acciones aisladas fundamentadas sobre patrones comunicativos unidireccionales y verticales, y sin tener en cuenta el hecho de que la información científica no necesariamente motiva a los que no están muy interesados en la problemática abordada. Por otra parte la ausencia, en muchos casos, de un proceso de retroalimentación, que permita verificar el impacto sobre los destinatarios de los mensajes emitidos, dificulta medir el impacto de dichas iniciativas.

Siendo patente que el factor humano es la principal causa del problema y teniendo en cuenta la complejidad y transversalidad del problema abordado,

resulta necesario adoptar un enfoque que persiga cambios de actitudes y comportamientos y la socialización en la gestión del riesgo a través de la participación activa y consciente de la comunidad.

De aquí la importancia de desarrollar una estrategia que se fundamente en la comunicación, educación y conciencia pública (CEPA) que: a) garantice el acceso a la información para todos los actores/sectores implicados para poder participar en todas las fases de la gestión del riesgo ocasionado por las EEI; b) detecte los canales de comunicaciones adecuados en función de las diferentes capacidades perceptivas del problema, y c) realice acciones específicas en función de los destinatarios y un posterior seguimiento para comprobar el alcance de los resultados obtenidos y medir el grado de cumplimiento de los objetivos (HESSELINK *et al.*, 2007).

4. SINGULARIDADES DE LA GESTIÓN DE EEI EN ESPAÑA

Según reporta el cuarto informe nacional sobre diversidad biológica, la introducción de EEI está reconocida como una de las principales amenazas a la biodiversidad en España donde, se está dedicando un esfuerzo notable a la lucha contra las EEI (MARM, 2009).

Entre los principales avances acometidos por diferentes agentes destacan:

- La realización de estudios básicos en el marco del Inventario nacional de biodiversidad para establecer planes de gestión. Por otro lado varias CCAA cuentan con obras sobre EEI y aproximadamente la mitad disponen de publicaciones o documentos inéditos que incluyen inventarios o catálogos de sus EEI.

- Un incremento en el número de estudios y publicaciones científicas sobre EEI.

- La celebración de varios congresos, reuniones y seminarios técnico-científicos.

- La elaboración de códigos de buenas prácticas sobre jardinería, horticultura y anillamiento científico y en materia de prevención de la expansión del mejillón cebra.

- La elaboración de un manual de diagnóstico, prevención y gestión de especies exóticas invasoras y un manual de control de vertebrados invasores.

- Un aumento a escala autonómica de las iniciativas de gestión para EEI, la continuación de planes para la malvasía canela y el visón americano a escala nacional y la creación y puesta en marcha de una estrategia nacional de lucha contra el mejillón cebra.

- La elaboración de nueva normativa (tanto a nivel autonómico como nacional) destacando por su importancia la Ley 42/2007, del 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad (BOE, 2007) y el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 2011), este último de inminente derogación.

- Un incremento en el número de campañas de divulgación y sensibilización.

No obstante, a pesar de estos progresos, la gestión de EEI aparece en muchos casos deficiente e incongruente.

La producción científica en esta materia ha tenido un gran impulso en los últimos años, y ya se comienza a disponer de información cada vez más detallada sobre EEI (aunque muy sesgada hacia las plantas y los vertebrados) (ZILLETTI *et al.*, 2008), sobre los mecanismos subyacentes y los factores asociados a las invasiones biológicas. Sin embargo, pese a un mayor conocimiento y comprensión del problema, y a los avances realizados en este campo, la respuesta política al

problema de las EEI sigue siendo débil e insuficiente. Las iniciativas políticas llevadas a cabo por las diferentes administraciones para hacer frente a las EEI a menudo no reflejan adecuadamente los actuales conocimientos científicos sobre la dinámica del problema, ni responden a las necesidades de gestión y opciones de respuesta para abordar seriamente el problema, solicitadas en varias ocasiones por científicos y técnicos. Y esto, a pesar del incremento en el ritmo de las introducciones y de la creciente acumulación de consecuencias negativas derivadas de las invasiones biológicas (HULME *et al.*, 2009; STRAYER, 2010; GENOVESI *et al.*, 2012).

Frente al problema de las invasiones biológicas, gran parte del esfuerzo se ha dirigido hacia aquellas EEI ya establecidas llevando a cabo campañas de control puntuales, dirigidas a especies concretas y casi exclusivamente en aquellos en lugares donde crean mayores impactos (ZILLETI *et al.*, 2008).

Pero, pese a los éxitos obtenidos en alguna campaña de erradicación, la irreversibilidad de muchas invasiones pone en énfasis la importancia de la prevención. Sin embargo, las iniciativas tomadas en este campo han sido débiles y limitadas en términos de cobertura y alcance, y delatan una falta de compromiso político que se ha traducido en la puesta en marcha de medidas que no responden a una visión estratégica del problema.

Una de las mayores lagunas la constituye la ausencia de un sistema nacional de información, una herramienta básica e imprescindible para una gestión eficiente de las EEI cuya importancia fue subrayada ya en 2006 por los participantes del 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras que reconocieron *frente a la dispersión de la información existente sobre EEI en España y a la proliferación de bases de datos que duplican en muchos casos los esfuerzos, la necesidad de aunar las mismas en un portal de Internet accesible al público y de libre consulta* (GEIB, 2007).

Por otro lado, la dispersión de competencias y la falta de coordinación entre diferentes administraciones (un problema evidenciado también en las conclusiones del 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (GEIB, 2012), y la ausencia de directrices estratégicas nacionales acordadas por todos los estamentos implicados, se traducen a veces en una gestión contradictoria de las EEI. Este es, por ejemplo, el caso de varias especies acuáticas invasoras que son objeto de medidas de control en alguna CCAA mientras que en otras se favorece su mantenimiento y expansión, incluso cuando su impacto negativo es manifiesto (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006).

Por último, entre los pasos acometidos en tiempos recientes para la lucha a las EEI están la elaboración y publicación de la ley 42/2007 del patrimonio natural y de la biodiversidad, que introduce, como principal herramienta de prevención, el catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 2007) y del Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras (BOE, 2011). No obstante, el rechazo a las limitaciones impuestas por la norma reglamentaria sobre todo en materia de pesca recreativa han motivado las protestas de algunas Comunidades Autónomas y colectivos de pescadores. Éstas han desembocado, en la suspensión de la vigencia de la norma para algunas especies ícticas y en un acuerdo del Consejo de Ministros que anunció, entre otras cosas, el inicio de un procedimiento inmediato de modificación del Real Decreto (actualmente en curso) (BOE, 2012).

Aún reconociendo la relevancia de la ley 42/2007 y del Real Decreto 1628/2011, su propia concepción sigue reflejando una forma de actuar muy alejada de una aproximación estratégica al problema de las EEI.

Tanto la citada ley como el resto de la normativa actual son todavía insuficientes para soportar la puesta en marcha de políticas orientadas a luchar contra las invasiones biológicas, un problema cuyas implicaciones y cuya gestión precisan de la elaboración de un marco jurídico y una normativa más específica (ZILLETTI *et al.*, 2008).

Queda patente que una gestión eficaz de las EEI precisa: a) de un compromiso político serio y a largo plazo con el medio ambiente, con el conjunto de estamentos implicados en el problema y con la ciudadanía, b) de líneas de actuación claras y estructuradas de acuerdo con una estrategia que defina funciones y responsabilidades, y c) de la dotación de recursos adecuados.

Lamentablemente, mientras muchas herramientas para combatir las EEI ya existen, la preocupación por el problema y la voluntad de resolverlo flaquean.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDREU J., VILÀ M. & HULME P.E. 2009. An assessment of stakeholder perceptions and management of alien plants in Spain. *Environmental Management*, **43**:1244-1255.
- ANDREU, J. & VILÀ, M. 2010. Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation*, **18**: 34-44.
- BARNARD, P. & WAAGE, J.K. 2004. *Tackling species invasions around the world: regional responses to the invasive alien species threat*. 40 págs. Global Invasive Species Programme. Cape Town.
- BLACKBURN, T.M., PETTORELLI, N., KATZNER, T., GOMPPER, M.E., MOCK, K., GARNER, T.W.J., ALTWEGG, R., REDPATH, S. & GORDON, I.J. 2010 Dying for conservation: eradicating invasive alien species in the face of opposition. *Animal Conservation*, **13** (3): 227-228.
- BOE (BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO) 2007. LEY 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín oficial del Estado*, **299**: 51275-51327.
- 2011. Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín oficial del Estado*, **298**: 132711-132735.
- 2012. Resolución de 13 de marzo de 2012, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, por la que se publica el Acuerdo de Consejo de Ministros de 24 de febrero de 2012, por el que se da contestación a los requerimientos planteados por los Gobiernos de las Comunidades Autónomas de Aragón, Castilla y León y de Cataluña, al amparo de lo previsto en el artículo 44.3 de la Ley 29/1998, de 13 de julio, reguladora de la Jurisdicción Contencioso-Administrativa, en relación con el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y el catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín oficial del Estado*, **67**: 24847-24852
- BREMNER, A. & PARK, K. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological Conservation*, **139**: 306-314.
- CAPDEVILA-ARGÜELLES, L., IGLESIAS GARCÍA, A., ORUETA, J.F. & ZILLETTI, B. 2006. *Especies Exóticas Invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. 287 págs. Organismo Autónomo Parques Nacionales – Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- CBD (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) 2002. *Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species*. [en línea] 6th meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity. The Hague, 7-19 April 2002. «Convention on Biological Diversity». <<http://www.cbd.int/decisions/cop-06.shtml?m=COP-06&id=7197&lg=0>> [Consulta: 05-09-2010].
- COMISIÓN EUROPEA. 2006. *Scope options for EU Action on Invasive Alien Species*. Bruselas. [en línea] «European Commission» <http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/2006_06_ias_scope_options.pdf> [Consulta:20-09-2012]

- 2011a. *Estrategia de la UE sobre biodiversidad hasta el 2020: Nuestro seguro de vida y capital natural*. COM (2011) 244 final. Bruselas. [en línea] «European Commission» <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/comm_2011_244/1_ES_ACT_part1_v2.pdf> [Consulta:20-09-2012].
- 2011b. *A comparative assessment of existing policies on invasive species in the EU Member States and in selected OECD countries*. Bruselas. [en línea] «European Commission» <http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/BIO_IASPolicias2011.pdf> y <http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/IAS_policies_country%20assessments2011.pdf> [Consulta: 20-09-2012].
- D'ANTONIO, C. M. & MEYERSON L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, **10**: 703–713.
- DAISIE (DELIVERING ALIEN INVASIVE SPECIES INVENTORIES FOR EUROPE). [en línea] «DAISIE» <<http://www.europe-aliens.org/default.do>> [Consulta:20-10-2012].
- 2009. *Handbook of Alien Species in Europe*. 399 págs. Springer. Dordrecht.
- DOREMUS, H. 2003. A Policy Portfolio Approach to Biodiversity Protection on Private Lands. *Environmental Science and Policy*, **6**: 217-232.
- DOUE (DIARIO OFICIAL DE LA UNIÓN EUROPEA). 2012. Decisión de Ejecución de la Comisión de 8 de noviembre de 2012 relativa a las medidas para evitar la introducción en la Unión y la propagación en el interior de la misma del género *Pomacea* (Perry). *Diario Oficial de la Unión Europea*, Serie L, **311**:14-17.
- EUROPEAN COUNCIL (ENVIRONMENT) 2002. *Conclusions of 4 March 2002: 6592/02*. Presse 47 - G 24.
- GEIB GRUPO ESPECIALISTA EN INVASIONES BIOLÓGICAS, Ed. 2007. *Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas invasoras "EEI 2006"*. 280 págs. GEIB, Serie Técnica N° 3. León.
- 2012. Conclusiones del 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2012". [en línea] «GEIB» <<https://sites.google.com/site/eei2012neobiota2012/>> [Consulta:20-10-2012].
- GENOVESI, P. & SHINE, C. 2004. *European Strategy on Invasive Alien Species*. 67 págs. Council of Europe Publishing, Nature and Environment n° 137. Strasbourg.
- GENOVESI, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, **7**: 127–133.
- GENOVESI, P. 2007. Limits and potentialities of eradication as a tool for addressing biological invasions. In: W. NENTWIG, Ed. *Biological invasions*, págs. 385-402 Ecological Studies 193. Springer. Berlin.
- GENOVESI, P., CARNEVALI, L., ALONZI, A. & SCALERA, R. 2012. Alien mammals in Europe: updated numbers and trends, and assessment of the effects on biodiversity. *Integrative Zoology*, **7**: 247–253.
- GISD (GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE). [en línea] «Invasive Species Specialist Group / IUCN» <<http://www.issg.org/database/welcome/>> [Consulta:20-10-2012].
- HESSELINK, F., GOLDSTEIN, W., VAN KEMPEN, P.P., GARNETT, T. & DELA J. 2007. *La comunicación, educación y conciencia pública. Una caja de herramientas para personas que coordinan las Estrategias y planes de acción nacionales sobre diversidad biológica*. 309 págs. Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica – UICN. Montreal.
- HOLMES, P.M., RICHARDSON, D.M., ESLER, K.J., WITKOWSKI, E.T.F. & FOURIE, S. 2005. A decision-making framework for restoring riparian zones degraded by invasive alien plants in South Africa. *South African Journal of Science*, **101**: 553-564.
- HULME, P.E. 2007. Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. In: R. Hester & R. M. Harrison Eds.. *Biodiversity under threat*. págs. 56-80. Cambridge University Press, Cambridge.
- HULME, P.E., PYŠEK, P., NENTWIG, W. & VILÀ, M. 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science*, **324**: 40-41.
- ISC (INVASIVE SPECIES COMPENDIUM). [en línea] «CABI» <<http://www.cabi.org/isc/default.aspx?site=144&page=4066>> [Consulta:20-10-2012].

- IUCN (SPECIES SURVIVAL COMMISSION). 2012. *IUCN guidelines for re-introductions and other conservation translocations*. 34 págs. [en línea] «Council of Europe» <<https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=1999689&Site=&BackColorInternet=B9BDEE&BackColorIntranet=FFCD4F&BackColorLogged=FFC679>> [Consulta:20-10-2012].
- KETTUNEN, M., GENOVESI, P., GOLLASCH, S., PAGAD, S., STARFINGER, U. TEN BRINK, P. & SHINE, C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IS) - *Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU* (Final module report for the European Commission). 40 págs. + Annexes. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F. 2000 Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecological Applications*, **10** (3), 689–710.
- MARM (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO). 2009. *Cuarto informe nacional sobre la diversidad biológica*. [en línea]. «Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino». Madrid. <<http://www.cbd.int/doc/world/es/es-nr-04-es.pdf>> [Consulta: 05-09-2010].
- MCCNEELY, J. A., MOONEY, H. A., NEVILLE, L. E., SCHEI, P. & WAAGE, J. K., Eds. 2001. *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. x + 50 págs. IUCN. Gland-Cambridge.
- MORRISON, S.A., FAULKNER, K.R., VERMEER, L.A., LOZIER, L. & SHAW, M.R. 2011. The essential non-science of eradication programmes: creating conditions for success. In: C.R. VEITCH, M.N. CLOUT & D.R. TOWNS, Eds. 2011. *Island invasives: eradication and management*. págs. 461-466. IUCN. Gland.
- NENTWIG, W. 2007. Biological invasions: why it matters. In: W. NENTWIG, Ed. *Biological invasions*, págs. 1-6. Ecological Studies 193. Springer. Berlin.
- NOBANIS (THE EUROPEAN NETWORK ON INVASIVE ALIEN SPECIES). [en línea] «NOBANIS» <<http://www.nobanis.org/>> [Consulta:20-10-2012].
- PANZACCHI, M., BERTOLINO, S., COCCHI, R. & GENOVESI, P. 2007. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife Biology*, **13**: 159-171.
- PIMENTEL, D. Ed. 2002. *Biological Invasions. Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and Microbe Species*. 369 págs. CRC PRESS. Boca Ratón, Florida.
- PLUESS, T., CANNON, R., JAROŠÍK V., PERGL, J., PYŠEK, P. & BACHER, S. 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions*, **14**: 1365–1378
- QUEIROZ A. I., PASCAL M. & LLAMAS GARCÍA F., Coords. 2003. Prioridades de acción para la gestión de las EEI entre España y países colindantes. In: B. ZILLETI, L. CAPDEVILA-ARGÜELLES & N. PÉREZ HIDALGO, Eds. *Anexos: Conclusiones Generales y Grupos de Trabajo. "EEI 2003" I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras*. págs. 29-43. Grupo Especies Invasoras Ed., G.E.I. Serie Técnica, 1ª. León.
- ROQUES, A., RABITSCH, W., RASPLUS, J-Y., LOPEZ-VAAMONDE, C., NENTWIG, W. & KENIS, M. 2009. Alien Terrestrial Invertebrates of Europe. In: DAISIE, *Handbook of Alien Species in Europe*. págs. 29-43 Springer. Dordrecht.
- ROY, H.E., & WAJNBERG, E. Eds. 2008. *From Biological Control to Invasion: the Ladybird Harmonia axyridis as a Model Species*. 287 págs. Springer. Dordrecht.
- SAVINI, D., OCCHIPINTI-AMBROGI, A., MARCHINI, A., TRICARICO, E., GHERARDI, F., OLENIN, S., & GOLLASCH S. 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied. Ichthyology*, **26** (2): 1–7
- SHINE, C. 2008. *A toolkit for developing legal and institutional frameworks for invasive alien species*. 111 págs. Global Invasive Species Programme. Nairobi.
- SHINE, C., WILLIAMS, N. & GÜNDLING, L. 2000. *A Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species*. xvi + 138 págs. IUCN. Gland-Cambridge- Bonn.
- SHINE, C., KETTUNEN, M., GENOVESI, P., ESSL, F., GOLLASCH, S., RABITSCH, W., SCALERA, R., STARFINGER, U. & TEN BRINK, P. 2010. *Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species*. Final Report for

- the European Commission. 297 págs. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.
- SIMBERLOFF, D. 2003. Eradication—preventing invasions at the outset. *Weed Science*, **51**(2):247–253
- SIMBERLOFF, D. & REJMÁNEK, M. Eds. 2011. *Encyclopedia of Biological Invasions*. 765 págs. University of California Press. Berkeley and Los Angeles. California.
- STRAYER, D. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, **55** (1): 152–174.
- TOMPKINS, D.M. & POULIN, R. 2006. Parasites and Biological Invasions. In: R.B. ALLEN & W.G. LEE, Eds. *Biological Invasions in New Zealand*. págs. 67-84. Ecological Studies 186. Springer. Berlin-Heidelberg.
- USDA (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - FOREST SERVICE), 2007. *The Early Warning System for forest health threats in the United States. Final Draft*. [en línea] «USDA Forest Service» <http://www.fs.fed.us/foresthealth/publications/EWS_final_draft.pdf> [Consulta:04-09-2010].
- VILÀ, M., BASNOÛ, C., PYŠEK, P., JOSEFSSON, M., GENOVESI, P., GOLLASCH, S., NENTWIG, W., OLENIN, S., ROQUES, A., ROY, D., HULME, P. & DAISIE PARTNERS. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **8**: 135-144.
- WITTENBERG, R. & COCK, M. J. W., Eds. 2001. *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. xvii – 228 págs. CAB-International. Wallingford.
- ZILLETI, B., CAPDEVILA-ARGÜELLES, L. & SUÁREZ ÁLVAREZ, V.A. 2008. Strategie e azioni per il controllo delle specie alloctone in Spagna. *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, **XXXVI** (1): 29-30.