

# Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras

## Causes of biodiversity loss: Invasive Alien Species

Laura Capdevila-Argüelles, Bernardo Zilletti &  
 Víctor Ángel Suárez Álvarez

*GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas.*

*Calle Tarifa nº7 Navatejera*

*24193 León (España)*

*geib.org@gmail.com, geib.uc@gmail.com*

**PALABRAS CLAVE:** Especies exóticas invasoras, impactos, invasiones biológicas.

**KEYWORDS:** Biological invasions, impacts, invasive alien species.

### RESUMEN

Las especies exóticas invasoras son una de las cinco causas principales de la pérdida de biodiversidad, junto con la destrucción del hábitat, la sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático. El ritmo en el número de introducciones ha ido creciendo a lo largo de la historia. Pero, es a partir de las últimas décadas del siglo XX cuando alcanza ritmos sin precedentes. Muchas de las especies, trasladadas de forma accidental o voluntaria, pueden llegar a naturalizarse en un nuevo territorio, establecer poblaciones, y convertirse en especies exóticas invasoras. Entonces compiten, desplazan, depredan e incluso se hibridan con las especies autóctonas, alteran la estructura y composición de las comunidades bióticas y en ocasiones pueden llegar a alterar los ecosistemas. Sus impactos, que varían según la especie y sus interacciones con el ecosistema invadido, resultan en una pérdida de biodiversidad. También, pueden causar importantes pérdidas económicas derivadas de sus impactos directos, de los costes de gestión, de la pérdida de los servicios que ofrecen los ecosistemas, y problemas sanitarios pudiendo actuar como reservorio, vector de patógenos o agente agresivo. El actual nivel de conocimiento y la dificultad para predecir el éxito de una invasión fundamenta la aplicación del enfoque de precaución como elemento clave de las políticas y estrategias de gestión en materia de especies exóticas invasoras.

### ABSTRACT

Invasive alien species are one of the five major causes of biodiversity loss, alongside habitat destruction, over-exploitation, climate change and pollution. The rate of introductions has been increasing throughout history, but it is in the last decades of the twentieth century when it reaches an unprecedented rate. Many of the alien species accidentally or intentionally transferred into a new area, can become naturalized, establish populations, and turn into invasive. When it occurs, invasive alien species compete, displace, prey and even hybridize with native species, alter the structure and composition of biotic communities and sometimes can alter the environment and disrupt ecosystems. Impacts, which vary depending on species and their interactions with the invaded ecosystem, result in a loss of biological diversity. Invasive alien species can also

cause significant economic losses arising from their direct impacts, costs of management, loss of services provided by ecosystems, etc. Moreover, they can cause health problems by acting as a reservoir and/or vector of pathogens or representing *per se* a problem (e.g. allergogenic species, diseases, etc.). The current level of knowledge and difficulties in predicting the success of an invasion support the adoption of the precautionary approach as a key element of policies and management strategies dealing with invasive alien species.

## 1. INTRODUCCIÓN

El transporte de especies fuera de su área nativa de distribución es tan antiguo como la propia humanidad, ya que diversos tipos de plantas y animales han ido acompañando a los humanos en sus rutas migratorias (ALLEN *et al.*, 2001; HURLES *et al.*, 2003; VIGNE & GUILAINE, 2004). El ritmo en el movimiento de organismos ha ido creciendo a lo largo de la historia junto con la extensión del comercio y la mayor eficacia de los medios de transporte, hasta llegar a la época colonial y de las grandes exploraciones que constituyen, sin duda, un momento clave en la historia de la introducción de especies. Es desde esta época que la transferencia tanto accidental como intencionada de organismos comenzó a acelerarse sensiblemente. Los primeros intercambios de plantas y animales domésticos entre Europa y América se produjeron poco después del inicio de la conquista: especies cultivables y ganaderas europeas se introdujeron en el continente americano a la vez que otras especies fueron traídas a Europa bien para uso alimenticio (especies para cría o cultivo) bien por su valor ornamental o como curiosidad (CAPDEVILA-ARGÜELLES *et al.*, 2006). A partir del siglo XVIII y a lo largo de todo el siglo XIX, coincidiendo con los viajes de exploración y el florecer de las ciencias naturales, empezaron a proliferar numerosas sociedades cuyo fin era la aclimatación de especies exóticas (plantas y animales). Éste era, por ejemplo, el objetivo de la Société Zoologique d'Acclimatation en Francia cuya esperanza, con la correcta aplicación de la ciencia, era enriquecer los paisajes galos con yaks, llamas, canguros así como con numerosas especies de plantas e impulsar al mismo tiempo la ganadería y la agricultura (BASKIN, 2002). Dichas sociedades fueron muy activas e influyentes, tanto en Europa como en Australia, Nueva Zelanda o Norte América (DUNLAP, 1997). Sin embargo, es a partir del siglo XX y particularmente en las últimas décadas asociadas al fenómeno de la globalización cuando el número de introducciones alcanza ritmos sin precedentes (MEYERSON & MOONEY, 2007; HULME, 2009). El auge de las relaciones comerciales primero y la creación de los mercados comunes después, han propiciado el movimiento de organismos anulando el efecto de las barreras geográficas y marcando nuevos ritmos en la historia de la vida del planeta. La mayor capacidad para trasladar organismos vivos de los medios de transporte y su incrementada velocidad gracias a los avances de la tecnología, han acortado la duración de los viajes permitiendo la supervivencia de las especies transportadas. Todo ello ha conllevado que se multiplique tanto la escala espacial de las introducciones como las tasas de cambio, llevando a un mundo en el que no existen distancias ni fronteras. De esta forma, el ser humano ha sido capaz de borrar las barreras naturales que han mantenido a las especies dentro de su área de distribución natural durante miles o millones de años; tómesese como ejemplo la apertura de nuevas vías como el Canal de Suez, que ha supuesto la entrada de más de 300 especies originarias del Mar Rojo al Mar Mediterráneo en menos de un siglo (especies lessepsianas) (VILÀ *et al.*, 2008). Este hecho no sería tan significativo si no fuera porque el

elevado número de especies que se trasladan en la actualidad de forma accidental o voluntaria incrementa la probabilidad de que algunas de ellas puedan llegar a naturalizarse en un nuevo territorio, dispersarse, y convertirse en invasoras.

Para que una especie exótica introducida en un nuevo ambiente se vuelva invasora debe atravesar dos filtros: uno biogeográfico (solventado por los medios de transporte, las introducciones voluntarias, etc.) y otro biológico en sí mismo, determinado por sus propias características biológicas y las del ecosistema receptor (Fig. 1) (OCCHIPINTI-AMBROGI, 2007).

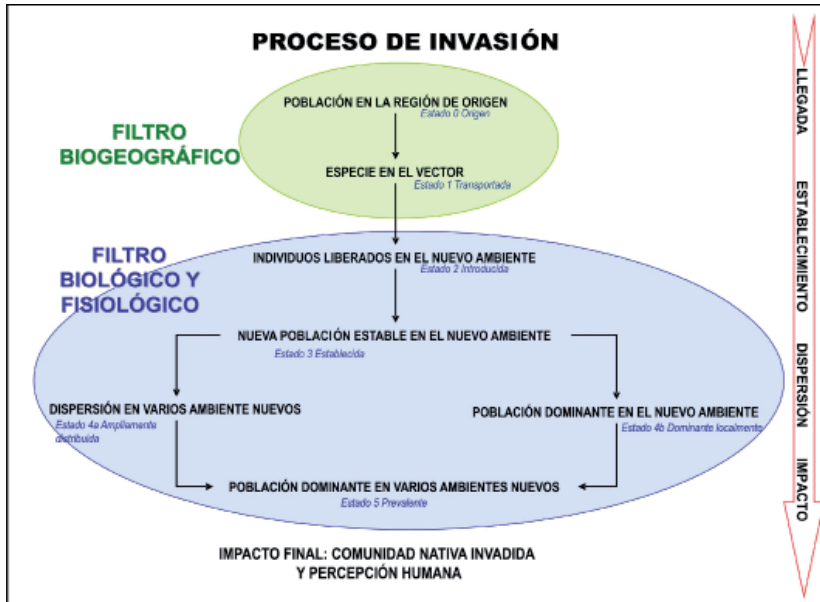


Figura 1. Proceso de invasión.  
- Invasion process.

No todas las especies introducidas pueden desencadenar procesos de invasión y sólo una proporción de ellas se naturalizan al igual que de éstas sólo una parte se dispersan y se convierten en invasoras. Dichas proporciones no son constantes y varían en función de la especie, del ecosistema receptor, y de la modalidad de introducción (se vuelve invasor el 1% de plantas, el 34% de aves, y el 63% de mamíferos) (JESCHKE & STRAYER, 2005; JESCHKE, 2008; KELLER *et al.*, 2011). En Europa por ejemplo, de las más de 10.000 especies exóticas presentes en el territorio se han documentado impactos ecológicos y económicos respectivamente para un 11 y un 13% del total (VILÀ *et al.*, 2010).

Muchas especies exóticas introducidas son beneficiosas para el ser humano y no presentan riesgos de invasión asociados al tratarse de especies cultivadas y/o domesticadas incapaces de establecer poblaciones viables por si mismas. Sin embargo, otras, que en la actualidad no parecen tener impactos negativos apreciables podrían convertirse en invasoras con el tiempo si se producen condiciones favorables. En esta línea, ESSL *et al.* (2011) apuntan a que muchas de

las especies exóticas más problemáticas en Europa no son fruto de introducciones recientes sino que se introdujeron hace unas décadas y que el actual número de especies exóticas establecidas en el medio natural estaría más estrechamente relacionado con los indicadores de actividad socioeconómica de la primera parte del siglo pasado pese a que la mayoría de la introducciones se hayan producido durante la segunda mitad del siglo. Los autores sugieren que la actual actividad socioeconómica podría resultar en una acumulación adicional de especies exóticas en el futuro (deuda de invasión) y que las consecuencias de las introducciones más recientes podrían no manifestarse hasta dentro de unas décadas, una idea que se refuerza si se tiene en cuenta el tiempo de latencia.

Otras especies introducidas (algunas de ellas invasoras) sustentan economías locales y nacionales y constituyen una fuente de bienestar para la sociedad. Sin embargo, un creciente número de pruebas sugieren que las especies exóticas invasoras (en adelante EEI) conllevan al mismo tiempo importantes impactos negativos sobre la biodiversidad, los ecosistemas y sus servicios que también se pueden medir en términos monetarios (KETTUNEN *et al.*, 2008). Una vez introducidas, aunque mantenidas bajo control, existe el riesgo de que estas especies puedan “escapar” y convertirse en invasoras.

Por sus enormes implicaciones las invasiones biológicas se han vuelto en un tema destacado en las políticas medioambientales de muchos países. En España, el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, incluyó en el cuarto informe nacional sobre la diversidad biológica la introducción de EEI como uno de los factores más importantes de amenaza para la biodiversidad (MARM, 2009). Un hecho evidenciado recientemente en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio en España dónde las EEI son consideradas uno de los impulsores que más afectan a la biodiversidad amenazada y a los endemismos de la Península Ibérica y las Islas Baleares y Canarias (EME, 2012).

No obstante, en el contexto de la terminología referente a las invasiones biológicas no existe una definición universalmente aceptada de EEI (BRUNEL *et al.*, 2013). Algunas definiciones excluyen específicamente el impacto considerando invasoras aquellas especies exóticas cuyas poblaciones se auto-mantienen a menudo en gran número y a distancias considerables del sitio de introducción (BLACKBURN, 2011; RICHARDSON, 2011). Otras, por el contrario, definen las invasoras en términos de impactos (negativo) (CBD, 2002). La definición ofrecida por el ISSG/IUCN (Invasive Species Specialist Group/Internacional Union for Conservation of Nature) en sus *Líneas directrices para la prevención de pérdidas de diversidad biológica ocasionadas por especies exóticas invasoras* (IUCN, 2000), posiblemente la que más se ha adoptado en las diferentes normativas, proporciona la siguiente clave para determinar qué especie es invasora y cuál no lo es: *una especie exótica invasora es aquella especie exótica que se establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural; es un agente de cambio y amenaza la diversidad biológica nativa*. Esta aproximación conceptual, ligada a los impactos negativos, se ha adoptado en la normativa española, en la LEY 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, 2007) y en el Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de EEI (BOE, 2011)<sup>1</sup>. Sin embargo, muchos científicos discrepan con

1. Especie exótica invasora: la que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética. (BOE, 2007 y 2011)

Especie exótica con potencial invasor: especie exótica que podría convertirse en

definiciones fundamentadas exclusivamente en impactos puesto que éstos son escalados y graduales y no son fácilmente detectables ni cuantificables (VILÀ *et al.*, 2008; RICHARDSON *et al.*, 2011); recomiendan por tanto el uso de criterios ecológicos y biogeográficos y que una especie se considere invasora en base a su distribución real o potencial (HULME, 2011; RICHARDSON *et al.*, 2011). Por otra parte, este parámetro no proporciona una estimación de la probabilidad del daño ni se correlaciona con el impacto percibido (HULME, 2011). Estas diferencias pueden generar ciertas dificultades a la hora de desarrollar políticas de gestión (BRUNEL *et al.*, 2013) y tienen implicaciones importantes en los análisis de riesgos para los que se sugiere evaluar separadamente el riesgo de invasión y el impacto definiendo claramente el ámbito espacial de referencia (RICHARDSON *et al.*, 2011).

## 2. IMPACTOS ECOLÓGICOS GENERADOS POR LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

*'La introducción de EEI está considerada como la segunda causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial'*  
(GENOVESI & SHINE, 2004).

Las EEI pueden afectar a la diversidad biológica de diferentes formas repercutiendo a menudo sobre más de un nivel organizativo del ecosistema simultáneamente (Fig. 2).

Los impactos generados por la presencia de especies alóctonas con un comportamiento invasor varían según la especie de la que se trate y sus interacciones con el ecosistema invadido. Cuando una especie introducida ocupa el mismo nicho ecológico que una autóctona mostrando una mayor capacidad competitiva (competencia por los recursos e indirecta), o impacta mediante depredación, herbivoría, parasitismo, mutualismo, las especies nativas pueden caer en regresión e incluso llegar a extinguirse localmente con graves consecuencias si éstas desempeñan papeles clave en el ecosistema (CHARLES & DUKES, 2007). La importancia de las EEI como causa de la disminución y la extinción de especies nativas ha sido analizada; los resultados apuntan a las EEI como la principal causa de extinción de aves y la segunda causa de extinción de peces y mamíferos (CLAVERO & GARCÍA-BERTHOU, 2005).

Las EEI pueden consumir una parte importante de los recursos y, aunque no sean limitantes, explotarlos con más eficacia que las especies nativas reduciendo su disponibilidad en el medio (VILÀ *et al.*, 2008). Con carácter netamente invasor en el Norte de España (País Vasco, Cantabria, Asturias y Galicia) (SANZ ELORZA *et al.*, 2004; VALDÉS *et al.*, 2011), la hierba de la Pampa (*Cortaderia selloana*), puede llegar a desplazar especies nativas, dificultar su establecimiento y ralentizar su crecimiento compitiendo con éxito por la luz, agua y nutrientes, gracias a su rápido crecimiento y a la acumulación de una gran biomasa aérea y subterránea (HERRERA GALLASTEGUI & CAMPOS PRIETO, 2006; VILÀ *et al.*, 2008). La falsa invasora en España, y en especial aquella que ha demostrado ese carácter en otros países o regiones de condiciones ecológicas semejantes (BOE, 2011).

Invasión: acción de una especie invasora debida al crecimiento de su población y a su expansión, que comienza a producir efectos negativos en los ecosistemas donde se ha introducido (BOE, 2011).

## CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS



Figura 2. Consecuencias ecológicas derivadas de la introducción de EEI.  
- Ecological consequences of the introduction of invasive alien species.

acacia (*Robinia pseudoacacia*) profusamente naturalizada en España, está siendo particularmente problemática en el Norte del país. Por su crecimiento agresivo y su longevidad (200-300 años) es muy peligrosa para los ecosistemas naturales, invadiendo claros y bosques de ribera y desplazando a la vegetación nativa. Se asocia en simbiosis con bacterias fijadoras del nitrógeno atmosférico (*Rhizobium* sp.), modificando las condiciones naturales del suelo que ocupa, enriqueciéndolo en nitrógeno y favoreciendo la presencia de especies nitrófilas. Es además una especie alergénica y tóxica tanto para los humanos como para el ganado (SANZ-ELORZA *et al.*, 2004; GEIB, 2006). Otro ejemplo lo constituye el galápagos de Florida (*Trachemys scripta* subsp. *elegans*) que en España compete con las especies de galápagos nativas (galápagos leproso -*Mauremys leprosa*- y europeo -*Emys orbicularis*-) por los lugares de asoleamiento, alcanza tallas superiores y produce mayor descendencia que los galápagos autóctonos (ANDREU *et al.*, 2003; MARCO *et al.*, 2003; PATIÑO-MARTÍNEZ & MARCO, 2005; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2011).

En otros casos las EEI presentan una mayor tolerancia a ciertas limitaciones ambientales (disponibilidad de nutrientes, de espacio, luz, etc.) y consiguen explotarlos más eficazmente que las especies nativas, llegando a dominar competitivamente en ese ambiente. Por ejemplo, en las dunas y roquedos litorales peninsulares, hábitats caracterizados por un fuerte estrés hídrico, la uña de gato (*Carpobrotus* spp.), compete con éxito por la luz y el agua y desplaza a las especies nativas (SANZ ELORZA *et al.*, 2004; TRAVESET *et al.*, 2008). De igual forma, pero en ambientes mediterráneos áridos y de elevada insolación, determinadas especies de chumberas (*Opuntia* spp.) compiten ventajosamente con la vegetación nativa desplazándola y obstaculizando su regeneración (SANZ ELORZA *et al.*, 2004).



Las EEI pueden impedir a sus competidores nativos el acceso a un recurso común (competencia por interferencia). Algunas plantas invasoras pueden desplazar a las especies adyacentes produciendo compuestos químicos tóxicos (alelopatía) inhibiendo su crecimiento y germinación y provocando un impacto negativo sobre la comunidad vegetal nativa (CALLAWAY & ASCHEHOUG, 2000; HIERRO & CALLWAY, 2003). La mimosa plateada (*Acacia dealbata*) libera en el periodo de la floración unos aleloquímicos que tienen efectos adversos sobre especies de sotobosque (LORENZO *et al.*, 2011). Esta especie, particularmente problemática en Galicia y naturalizada también en puntos diversos del país, presenta una elevada velocidad de crecimiento y una gran capacidad de rebrote. Invade claros y parches de arbolado o matorral, llegando a ser dominante y pudiendo reducir la diversidad biológica en las áreas invadidas. Su gran capacidad de germinación y su asociación con bacterias fijadoras del nitrógeno pueden llegar a alterar las condiciones del suelo (SANZ-ELORZA *et al.*, 2004; LORENZO *et al.*, 2010). El árbol del cielo (*Ailanthus altissima*) libera toxinas alelopáticas que no perjudican a sus propias plántulas pero que provocan una elevada mortalidad de plántulas de otras especies (HEISEY, 1990). Otro caso de competencia por interferencia con un efecto indirecto, implica a los mecanismos de polinización. En las comunidades vegetales de las Islas Baleares invadidas por *Carpobrotus* spp. la especie nativa *Lotus cytisoides* recibe menos visitas de polinizadores (TRAVERSE & MORAGUES, 2004). La falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*) con llamativas flores, puede atraer a las abejas más intensamente que las plantas nativas, afectando negativamente su polinización (DAISIE, 2009).

Determinadas especies introducidas pueden llegar a depredar intensamente sobre especies autóctonas (tanto animales como vegetales) llegando a provocar importantes descensos en las poblaciones nativas (MACK *et al.*, 2000). Esto llega a ser un hecho muy llamativo en islas o ecosistemas aislados evolutivamente ya que las especies han evolucionado en ausencia de depredadores (ORUETA, 2003). Se ha sugerido por ejemplo que la ausencia natural de peces ictiófagos primarios en los ecosistemas de aguas continentales ibéricos, donde muchas de las especies de peces introducidas tienen hábitos piscívoros, podría haber favorecido cierta propensión de las especies autóctonas a ser depredadas (LEUNDA, 2010). El lucio (*Esox lucius*), introducido en España a finales de los años 40 para pesca deportiva, ha afectado a las comunidades de peces de algunas localidades, provocando una reducción de la abundancia y riqueza de especies (SALVADOR, 2012). Así mismo la presión de especies herbívoras puede llegar a afectar seriamente a las comunidades vegetales conduciendo a la desaparición de especies. Un ejemplo de esto es el arruí (*Ammotragus lervia*), un bóvido de origen norteafricano introducido en las islas Canarias en los años 70 que está mermando la vegetación endémica de bajo porte (RODRÍGUEZ LUENGO & RODRÍGUEZ PIÑERO, 1987).

Las EEI pueden llegar a comprometer la integridad genética y provocar la extinción de especies nativas por hibridación e introgresión. Las actividades humanas favorecen el contacto entre especies alopátricas y existen pruebas crecientes de que las especies introducidas hibridan frecuentemente con especies nativas y/o otras exóticas (LARGIADÈR, 2007). Este fenómeno puede ser muy pernicioso sobre todo para especies poco comunes o en peligro (RHYMER & SIMBERLOFF, 1996) puesto que al cruzarse, se produce una inundación del acervo genético de la especie nativa, se crean híbridos, pudiendo en ocasiones llevar a la extinción completa del genotipo nativo puro (MOONEY & CLELAND, 2001). Este es el caso de la malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*), cuyas características (machos dominantes, mayor agresividad en el cortejo, carácter polígamo y

mayor capacidad de adaptación) hacen que los machos se reproduzcan con las hembras de la especie nativa (malvasia cabeciblanca, *Oxyura leucocephala*) dando como resultado híbridos fértiles, pudiendo llegar a perderse el genotipo nativo (GEIB, 2006). Otro ejemplo de alteración genética lo constituye el visón americano (*Neovison vison*). En España, la especie se distribuye en el centro y norte peninsular y sus poblaciones están en expansión. Esta especie interfiere en el flujo génico del visón europeo (*Mustela lutreola*) provocando una reducción de su tasa de reproducción; al entrar en celo antes que éste, puede aparearse con sus hembras que, aunque produzcan un embrión inviable, no vuelven a aparearse. *Neovison vison* compite además con la especie nativa *Mustela lutreola*, desplazándola gracias a su comportamiento mucho más agresivo y mayor tamaño. Es un fuerte competidor y un depredador. Sus impactos negativos más significativos son sobre especies de avifauna nativa Rállidos y Anátidas en ecosistemas de aguas continentales y de Láridos en zonas costeras, con efectos locales relevantes. Es portador, entre otras enfermedades, del Parvovirus de la Enfermedad Aleutiana (ADV) una patología que afecta ya a los ejemplares de visón europeo en España (GEIB, 2006). En otros casos, la hibridación junto a la capacidad de fijar genotipos de algunas especies incrementan la evolución de la capacidad invasora (VILÀ *et al.*, 2008). En las plantas, los poliploides recién formados, y particularmente aquellos de origen híbrido, son con frecuencia especies invasoras (AINOUCHE *et al.*, 2009). Este el caso de *Spartina anglica* resultante de la duplicación del genoma de *S. x townsendii*, un híbrido obtenido a partir de *S. maritima* y *S. alterniflora* que muestra un mayor potencial invasor en comparación con sus especies parentales (AINOUCHE *et al.*, 2004).

Algunas especies introducidas pueden provocar cambios en el comportamiento de otras especies en su propio detrimento. Por ejemplo, en Norteamérica, la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) pone sus huevos en su planta hospedadora, el algodoncillo (*Asclepias syriaca*). Al eclosionar, las larvas se alimentan de esta planta y almacenan energía y nutrientes que utilizarán en la fase de pupa, durante la cual no se alimentan. Llegadas a este punto se produce la muda, desarrollándose la mariposa adulta. Sin embargo, *Cynanchum rossicum* y *Cynanchum nigrum*, dos especies nativas de Europa, están reemplazando los algodoncillos comunes de los campos donde las larvas monarcas se sustentan. En ausencia de la especie hospedadora las mariposas monarca cesan prácticamente la oviposición y las larvas apenas se alimentan de esta plantas, viendo reducida sensiblemente su supervivencia (DITOMMASO & LOSEY, 2003; MATTILA & OTIS, 2003).

Ciertas especies invasoras pueden generar impactos importantes en los ecosistemas llegando a alterar sustancialmente el medio físico, alterando la red trófica, los flujos de energía, reduciendo su capacidad de resistir y recuperarse de perturbaciones y disturbios y en ocasiones interfiriendo con ellas (CHARLES & DUKES, 2007). Un claro ejemplo en España se ha dado con la introducción del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el Guadiana. Esta especie, procedente del Amazonas y comercializada como planta ornamental de lagunas y estanques, es una especie transformadora que ha sido introducida en los cinco continentes. Cubre las masas de agua disminuyendo su flujo, incrementa la sedimentación, impide el crecimiento del fitoplancton afectando a la cadena alimenticia, provoca fenómenos de anoxia catastróficos para la fauna y flora nativa, compite con la flora por la luz, nutrientes y oxígeno, y reduce la biodiversidad nativa. La especie puede tener también importantes repercusiones económicas sobre la agricultura y la navegación, y sanitarias ya que provee un hábitat ideal para la proliferación



de mosquitos (GEIB, 2006). En el Guadiana, las especies vegetales asociadas a las riberas y al medio acuático han resultado profundamente afectadas por su crecimiento (RUIZ TÉLLEZ *et al.*, 2008) y se ha producido una reducción en la diversidad del plancton (EPPO, 2008). Su presencia podría además favorecer a *Trachemys scripta*, presente en el río, que de ella se alimenta. En España y Portugal, se han observado efectos negativos sobre la pesca, las actividades recreativas, y el turismo. Su presencia ha causado además importantes pérdidas económicas en los arrozales de la cuenca del río Sado (Portugal). Los costes de gestión para eliminar casi 200.000 toneladas de la planta de aproximadamente 75 km del Guadiana fueron de 14.680.000 euros entre 2005 y 2008 (EPPO, 2008). Otro ejemplo lo constituye la diatomea dulceacuícola didymo (*Didymosphenia geminata*) una especie en expansión en Norte América, Nueva Zelanda y Europa, detectada también en algunos ríos españoles (KILROY, 2004; BLANCO-LANZA *et al.*, 2010; TOMÁS *et al.*, 2010). KILROY (2004) aporta datos sobre el impacto derivado de proliferaciones masivas: la luz del sol no entra en la columna de agua de los ríos perturbando los procesos ecológicos, causando el declive de la vegetación nativa y de la vida animal (tanto invertebrados como vertebrados) asociada a los cursos de agua. Así mismo, en estadios avanzados provoca fluctuaciones en el oxígeno disuelto e incrementa el pH del agua. Debido a que cubre el sustrato, los recursos alimenticios y de hábitat cambian o son completamente eliminados en detrimento de los organismos nativos.

En otros casos las especies introducidas pueden alterar el régimen de las perturbaciones (por ejemplo el fuego), incluso con consecuencias muy significativas (cambios en las comunidades y el ecosistema) si las especies nativas no logran adaptarse (BROOKS *et al.*, 2004). Algunas plantas invasoras pueden producir directamente alteraciones en el régimen del fuego (frecuencia, intensidad, estacionalidad, etc.) a través de un aumento en la biomasa, cambios en la distribución de la biomasa inflamable, por ser más inflamables o alterar el tiempo de secado de la biomasa combustible. Otras aprovechan los intervalos más cortos entre incendios para incrementar su abundancia y propagarse (BROOKS *et al.*, 2004; LAMBERT *et al.*, 2010). En Florida, la gramínea *Imperata cylindrica*, especie originaria de arenales riparios europeos, actúa incrementando la verticalidad y la temperatura del fuego provocando una mayor mortalidad en las plantas jóvenes de *Pinus palustris*. Su elevada capacidad de regeneración tras los incendios contribuye a facilitar la expansión de esta especie, ocupando áreas dejadas vacías por especies con menor capacidad de regeneración (LIPPINCOTT, 2000; BROOKS *et al.*, 2004; HOLZMULLER & JOSE, 2011 y 2012).

### 3. IMPACTOS ECONÓMICOS GENERADOS POR LA PRESENCIA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS.

*‘En Europa, el coste de las EEI supera los 23.000 euros al minuto’.*

Las EEI, además de infligir graves impactos en los ecosistemas, alteran también aquellas funciones y servicios que son fundamentales para el bienestar humano generando, tanto de forma directa como indirecta, pérdidas económicas, en ocasiones, muy elevadas.

De forma directa pueden provocar la destrucción de alimentos o cosechas, la disminución en la supervivencia, el éxito reproductivo y producción de animales

domésticos, la reducción en la cantidad y calidad de determinadas actividades extractivas como la pesca o el marisqueo, etc. También pueden ocasionar daños considerables en las infraestructuras, obstruyendo y destruyendo canales o diques, alterando cimientos, etc. con el consiguiente coste económico. El coipú (*Myocastor coipus*) puede destruir cosechas en las zonas donde ha sido introducido y desestabilizar los márgenes de los cursos de agua aumentando el riesgo de inundaciones (GEIB, 2006). Entre las plantas, *Reynoutria japonica* reduce la capacidad de desagüe de ríos y canales, desestabiliza los cauces fluviales, dificulta el tráfico ferroviario y la visibilidad en las carreteras, y provoca daños en las construcciones e infraestructuras públicas, causando por todo ello pérdidas económicas. Por otro lado, disminuye el valor de los pastos para el ganado, con la consiguiente disminución de rendimiento de los mismos (SANZ-ELORZA *et al.*, 2004).

A las pérdidas directas se añaden las indirectas derivadas del coste de combatir los efectos de las invasiones biológicas, incluyendo las medidas de cuarentena, detección temprana, control y erradicación de las especies, así como solventar económicamente los daños producidos por éstas. En España por ejemplo, los costes de gestión (principalmente enfocada a paliar los daños producidos por su presencia) del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), han alcanzando un montante de 13,7 millones de euros en la cuenca del Ebro, desde 2009. Teniendo en cuenta el ritmo de crecimiento de este gasto la cifra podría alcanzar los 105,5 millones de euros en 2025 según PÉREZ Y PÉREZ & CHICA MOREU (2010). No obstante cabe señalar que los gastos a nivel nacional podrían ser superiores puesto que la especie se encuentra también en las cuencas del Júcar, Segura y Guadalquivir. Otro ejemplo lo constituye *Didymosphenia geminata*, cuyas masas mucilaginosas afectan a los valores de uso de los cauces fluviales, disminuyendo drásticamente su valor recreativo y estético (KILROY, 2004). La necesidad de limpieza de embarcaciones y aparejos de pesca lleva asociada un importante coste económico. Se han reportado también problemas por colmatación en canales y centrales hidroeléctricas, depuradoras, etc. provocados por la acumulación de esta diatomea, lo cual implica costes añadidos para la limpieza de infraestructuras. A todo ello se debe añadir la dificultad de encontrar una correspondencia económica a pérdidas tales como la extinción de una especie, la pérdida de hábitat, el valor estético de un paisaje alterado, la pérdida de los servicios que ofrecen los ecosistemas, etc.

Un estudio realizado sobre el impacto económico de un reducido número de EEI en Europa ha cuantificado el coste anual de los daños sufridos por diferentes sectores productivos y de los costes de gestión en más 12.000 millones de euros (KETTUNEN *et al.*, 2008). No obstante, los propios autores consideran esta cifra como una subestimación significativa de la realidad puesto que a) los datos sólo están disponibles para un número limitado de especies, b) no se han documentado todavía todos los impactos socio-económicos sobre los servicios de los ecosistemas, c) sólo se conocen impactos relativos a un 10% de las especies, y d) no son comúnmente disponibles estimaciones monetarias relativas a los costes derivados de la extinción de especies y de la pérdida de la biodiversidad. Así mismo, en los últimos 15 años, la Comisión Europea ha contribuido a financiar con 132 millones de euros casi 300 proyectos que abordan este problema (SCALERA, 2010). Posteriormente VILÀ *et al.* (2010), en un estudio de ámbito europeo, profundizan en este tema comparando impactos, ecológicos y económicos entre áreas geográficas y grupos taxonómicos. Proponiendo un nuevo marco conceptual ponen en relieve la relación entre los servicios de los ecosistemas y el

bienestar humano y hacen hincapié en la necesidad de no limitarse a evaluaciones económicas basadas únicamente en los costes de mercado, y tener también en cuenta los costes indirectos y valores de no uso.

Disponer de información sobre valoraciones económicas en este campo es fundamental puesto que podría constituir un ‘impuesto invisible’ que pocas veces se tiene en cuenta en la toma de decisiones. Desafortunadamente, en España la información sobre los costes que las EEI están generando es escasa y dispersa. ANDREU & VILÀ (2007) han estimado el coste de las medidas de gestión para plantas exóticas naturalizadas (invasoras y no invasoras) en los espacios naturales españoles en unos 50 millones de euros. No obstante, según indican las autoras, la falta de datos sobre los costes monetarios de muchas de las actuaciones realizadas hace suponer que se pueda tratar de una subestimación de los costes reales. Respecto a la fauna exótica invasora no se han hallado estudios que aporten estimaciones económicas de las pérdidas ocasionadas.

#### 4. IMPACTOS SANITARIOS DERIVADOS DE LA PRESENCIA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Las EEI pueden constituir un riesgo sanitario. Las consecuencias sobre la salud humana, animal o vegetal, pueden llegar a suceder por dos vías diferentes: a) la especie actúa como reservorio de patógenos, y b) la especie es un patógeno en sí misma o causa un daño directo.

El mosquito tigre (*Aedes albopictus*) es una especie invasora en varios países del mundo. La especie está experimentando un rápido proceso expansivo tanto en Europa como en España (COLLANTES & DELGADO, 2011), donde desde su primera detección en 2004 en la provincia de Barcelona se ha constatado su presencia también en las provincias de Girona, Tarragona, Castellón, Alicante, Murcia (BUENO MARÍ & JIMÉNEZ PEYDRÓ, 2012) y Mallorca (LABORATORIO DE ZOOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS ISLAS BALEARES, 2012). Aunque el impacto principal de esta especie sobre la salud pública sean las molestias ocasionadas por sus picaduras, existe una creciente preocupación puesto que la especie es un vector potencial de diversas enfermedades (filariasis animales y arbovirosis) (BUENO MARÍ & JIMÉNEZ PEYDRÓ, 2012). Hasta 2007 en Europa tan sólo se había evidenciado la transmisión de dirofilarias. Sin embargo, en el verano de ese mismo año se confirmó su rol de vector en la transmisión del virus de la fiebre del Chikungunya (CHIKV) (BUENO MARÍ & JIMÉNEZ PEYDRÓ, 2012), una enfermedad emergente, a raíz de un brote de esta enfermedad (248 casos detectados) (SAMBRI *et al.*, 2008) en la provincia de Ravenna (Italia). Una ulterior preocupación deriva también de la participación de la especie en ciclos de transmisión autóctonos de dengue en Europa, un hecho recientemente confirmado en Francia y Croacia (BUENO MARÍ & JIMÉNEZ PEYDRÓ, 2012).

Los mapaches (*Procyon lotor*), introducidos en España a través del comercio de mascotas, pueden ser portadores de numerosas enfermedades infecciosas: rabia, moquillo, parvovirus felino y canino, enfermedad de Aujeszky (pseudorabia), tripanosomiasis, coccidiosis, toxoplasmosis, pueden transmitir el *Baylisascaris procyonis*, causante de encefalitis severa, etc. (VILÀ *et al.*, 2006).

En EEUU, entre mayo y junio de 2003 se documentaron en humanos 37 casos de viruela del simio (*monkeypox*), una enfermedad nunca vista en el hemisferio occidental. La infección fue adquirida a través de perrillos de la pradera (*Cynomys* spp), una especie mascota, que habían estado en contacto con roedores africanos

importados (GUARNER *et al.*, 2004).

Un caso muy conocido en España es el del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) y el cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*). La primera introducción en España de cangrejo rojo americano se realizó en los arrozales de una finca particular de Badajoz en 1973 para su explotación comercial en acuicultura. Tras su exitosa aclimatación, al año siguiente comenzó su cría en un vivero de anguilas en la provincia de Sevilla, desde el cual llegaron al medio natural debido a la ausencia de filtros. Posteriormente los pescadores facilitaron la dispersión de la especie en las marismas del Guadalquivir efectuando introducciones ilegales. La expansión natural de la especie (puede cubrir distancias que pueden exceder los 3 km a día) fue acelerada posteriormente por las numerosas traslocaciones a partir de las cuales se introdujo en toda la Península Ibérica, islas Baleares y Canarias (GUTIÉRREZ-YURRITA *et al.*, 1997). En los mismos años (1974 y 1975) se producían también las primeras introducciones de cangrejo señal en las provincias de Soria y Guadalajara fomentadas sucesivamente por algunas Administraciones Autonómicas. No obstante es a partir de la autorización de su pesca en 1994 que se disparan las introducciones ilegales y se empiezan a detectar nuevas poblaciones (ALONSO GUTIÉRREZ & MARTÍNEZ COLLADO, 2010). Ambas especies son portadoras y vectores del hongo *Aphanomices astacii*, que produce la afanomicosis, una enfermedad letal para los cangrejos de río autóctonos (*Austropotamobius italicus*) que han desaparecido de todos los enclaves donde las especies exóticas han sido introducidas (ALONSO *et al.*, 2000). Por otra parte, *Procambarus clarkii* es transmisor de la tularemia, una zoonosis interespecífica que afecta a mamíferos (principalmente lagomorfos y roedores) detectada por primera vez en humanos en España en 1997, fecha a partir de la cual se han producido varios brotes (ANDA *et al.*, 2001).

En otros casos es la propia EEI la que actúa causando un daño directo. Quizás una de las especies mejor estudiadas por su severo impacto a nivel mundial es la hormiga roja de fuego (*Solenopsis invicta*). Además de causar impactos ecológicos y económicos de gran entidad, su presencia constituye un riesgo sanitario. Su picadura puede causar severas reacciones alérgicas (ISSG, 2010). De la misma manera, muchas plantas pueden causar reacciones alérgicas como por ejemplo *Acacia dealbata* o *Ambrosia artemisifolia*. A esta última especie, presente en España aunque con una distribución restringida (SANZ ELORZA *et al.*, 2004), se le atribuyen un 80% de las alergias al polen en Hungría, un 60 % en Norte Italia (Milán), un 30-40% en Francia (Lyon) un 35% en la Republica Checa y un 30% en Austria (Viena). En Alemania, los costes sanitarios generados por asma y rinitis alérgicas ocasionadas por polen de *Ambrosia* han sido estimados en unos 32 millones de euros al año (REINHARDT *et al.*, 2003). Otras especies pueden producir daños por contacto como *Heracleum mantegazzianum*, una especie invasora con distribución norte y centro europea. El contacto directo con la piel induce fotosensibilidad extrema, y combinado con las radiaciones solares (UV) puede desembocar en quemaduras de diferente gravedad (REINHARDT *et al.*, 2003; DAISIE, 2009).

## 5. ¿QUÉ EXPLICA EL ÉXITO DE LAS ESPECIES INVASORAS?

Comprender las razones que determinan el éxito o el fracaso de una EEI ha sido uno de los temas centrales de la investigación en este campo, puesto que poder estimar el riesgo de una invasión constituiría una herramienta básica para la prevención (LEUNG *et al.*, 2004; LOCKWOOD *et al.*, 2005). La literatura muestra

que no hay una explicación única para justificar el éxito de las invasiones, sino que éste depende de varios factores como la presión del propágulo, las características del ecosistema receptor y los rasgos propios de la especie considerada.

Varios estudios sobre la presión del propágulo (función de la frecuencia y el número de individuos y/o taxones introducidos) y las variables que lo modulan apuntan a este factor como uno de los más consistentes en determinar el éxito de una invasión (KOLAR & LODGE, 2001; LOCKWOOD, *et al.*, 2005; COLAUTTI *et al.*, 2006; SIMBERLOFF, 2009; RICCIARDI *et al.*, 2011). Se trata de un concepto que abarca la variación en la cantidad, calidad, composición y tasa de aportación de organismos exóticos resultante de las condiciones de transporte y las vías de entrada entre el lugar de origen y de destino (RICHARDSON *et al.*, 2011). Su rol afecta directamente al grado de invasión que parece depender más de este factor que de la invasibilidad de un área o un ecosistema (VILÀ *et al.*, 2008). Este factor se ha convertido en un pilar de los mecanismos de prevención en el medio marino (MINTON *et al.*, 2005), y obviarle a la hora de seleccionar áreas sensibles a las invasiones podría conllevar graves errores de interpretación y de categorización, afectando a la eficacia de las estrategias de gestión de EEI (OCCHIPINTI-AMBROGI, 2007).

Por otra parte, aunque no existan ecosistemas que no cuenten con especies invasoras entre su acervo biológico, algunos presentan una mayor proporción de especies exóticas que otros. Por ejemplo, las islas poseen una elevada riqueza en especies exóticas (ELTON, 1958; ATKINSON, 1989; LONSDALE, 1999).

La vulnerabilidad de los ecosistemas insulares a las invasiones biológicas es muy elevada debido a las características intrínsecas de la biota que los ocupa (menores tamaños poblacionales y evolución aislada) (TRAVERSE & SANTAMARÍA, 2004). La historia biológica de muchas de ellas muestra consecuencias drásticas derivadas de la introducción de EEI (COURCHAMP *et al.*, 2003). También los ambientes perturbados parecen ser más propensos a albergar EEI que aquéllos en buen estado de conservación (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2004), siendo las comunidades más fuertemente perturbadas las que se consideran más propensas a ser invadidas (HOBBS & HUENNEKE, 1992; LONSDALE, 1999). Numerosas hipótesis contribuyen a explicar el éxito de las especies exóticas. Las más debatidas incluyen: a) la existencia de un nicho vacío que una especie exótica pueda ocupar en el ecosistema utilizando unos recursos no explotados y cumpliendo unas funciones en la comunidad distintas a las de las especies nativas (*hipótesis del nicho vacío*) (ELTON, 1958; MACARTHUR, 1970); b) la ausencia de enemigos naturales (depredadores, parásitos, enfermedades) en el lugar de introducción (*hipótesis del escape de enemigos naturales*) (ELTON, 1958; KEANE & CRAWLEY, 2002); c) una menor resistencia a las invasiones de las comunidades con baja riqueza de especies (*hipótesis de la resistencia biótica*) (ELTON, 1958; LONSDALE, 1999) que volvería las islas más vulnerables a las invasiones (*hipótesis de la susceptibilidad de las islas*) (ELTON, 1958; SIMBERLOFF, 1995); d) la presencia en el ecosistema de otras especies invasoras que facilitaría la supervivencia de nuevas especies introducidas (*hipótesis del colapso por invasión*) (SIMBERLOFF & VON HOLLE, 1999); y e) estar dotados de un rasgo biológico de ataque o de defensa novedoso en el ecosistema invadido (*hipótesis de las nuevas armas*) (CALLAWAY & ASCHEHOUG, 2000; CALLAWAY & RIDENOUR, 2004). Muchas investigaciones aportan argumentos a favor de una u otra hipótesis. No obstante, en un reciente estudio que aborda seis de las hipótesis más representativas (JESCHKE *et al.*, 2012) apuntan a que las hipótesis que tienen en cuenta las interacciones entre EEI con su nuevo entorno (complejo de invasión, nuevas armas, escape de



enemigos naturales) encuentran mayor soporte en pruebas empíricas que las otras (resistencia biótica, susceptibilidad de las islas, regla del 10%). Los autores también indican que el apoyo empírico a las hipótesis analizadas ha disminuido con el tiempo, diferenciándose entre grupos taxonómicos y hábitats.

Por otro lado, las EEI poseen ciertas características que les ofrecen ventajas respecto a las especies nativas. Algunas especies presentan una elevada tasa de crecimiento y reproducción, dos caracteres que facilitan una eficaz monopolización de recursos con el consiguiente desplazamiento de las especies nativas por exclusión competitiva. Otras presentan una mayor capacidad para aclimatarse en condiciones ambientales nuevas o cambiantes, bien por una elevada plasticidad fenotípica, bien por una alta flexibilidad funcional; es decir, el fenotipo puede variar en respuesta a las oscilaciones ambientales. Por último, algunas especies poseen gran facilidad para hibridar con otras, incrementando su variabilidad genética y pudiendo, en ocasiones, constituir poblaciones estables en las áreas de introducción a partir de unos pocos ejemplares (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2004).

También el mutualismo puede jugar un papel relevante en la integración de especies invasoras en las comunidades nativas. En el caso de las relaciones plantas-animales tanto las propias características de la especie (generalista, o dotadas de rasgos morfológicos o fenológicos particulares) como de las redes mutualistas (alta asimetría y baja dependencia recíproca) explicarían las mayores probabilidades de una EEI de integrarse en la comunidad receptora. Una vez integradas en la comunidad receptora, las EEI pueden afectar a las propias características de la red o a especies determinadas y establecer interacciones con otras invasoras (mutualistas o no) dando lugar a complejos de invasión (VILÀ *et al.*, 2008).

No obstante, a pesar de los avances en la comprensión de los mecanismos que favorecen a las EEI, la gran variedad de contextos y de respuestas que las especies exhiben, así como la complejidad de las relaciones entre las muchas variables que entran en juego dificulta todavía la extrapolación de leyes generales que permitan predecir con seguridad el éxito de una invasión.

## 6. REFLEXIONES

El limitado conocimiento y la imprevisibilidad del fenómeno “invasiones biológicas” en su sentido más amplio (variabilidad espacio-temporal de vías de entrada y vectores, composición de especies, factores que condicionan su establecimiento, impactos, etc.) fundamenta la aplicación del enfoque de precaución como elemento clave de las políticas y estrategias de gestión en materia de EEI. Esta aproximación pone el énfasis sobre la prevención, dirigiendo las acciones de manejo en los primeros estadios de la secuencia de invasión para interrumpir la transferencia de especies. La prevención responde a una aproximación proactiva y a una visión estratégica del problema y es más eficiente y económica en comparación con otras opciones de manejo, eliminando desde un principio las potenciales consecuencias de una invasión. La prevención constituye, por lo tanto, una prioridad en la lucha contra las EEI y como tal debe ser tratada.

En España, pese a que el interés por parte de las autoridades hacia el problema se haya acrecentado en años recientes, los esfuerzos realizados se han dirigido casi exclusivamente hacia las EEI establecidas mediante el desarrollo de campañas de mitigación enfocadas a las especies más problemáticas y tan sólo



recientemente se han emprendido pasos significativos en materia de prevención. Entre ellos uno de los más relevantes ha sido la promulgación 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) (actualmente en vigor pero en fase de revisión). No obstante, debido a la transversalidad del problema hubiera sido deseable unificar la normativa sobre medio ambiente, sanidad vegetal y animal bajo un nuevo marco legal sobre bioseguridad. Por otra parte, el Real Decreto no trata en profundidad otros temas esenciales en materia de prevención como los análisis de riesgos, es restrictivo en cuanto a la participación en las redes de vigilancia y plantea serias dudas sobre el estatus legal de aquellas especies, que pese a ser invasoras, no están incluidas en el catálogo.

Tanto la aproximación reactiva al problema de las invasiones biológicas como una importante serie de lagunas denotan la ausencia de una visión estratégica del problema y dejan patente la necesidad de poner en marcha acciones urgentes orientadas a construir una herramienta de prevención más eficaz y estructurada en un sólido marco estratégico. Dicha herramienta debería sentar sus bases sobre: a) el desarrollo de un marco normativo en el contexto de la bioseguridad o al menos una mayor armonización entre la normativa existente, b) la reorganización de los actuales sistemas de control e inspección, c) la implantación de los Análisis de Riesgos en todos los procesos de decisión y gestión sobre especies exóticas y exóticas invasoras incluyendo también vías de entradas y vectores, d) la adopción de criterios más conservadores aplicando de forma más consistente el enfoque de precaución para el catálogo, e) el desarrollo de códigos de buenas prácticas al menos para aquellos sectores de alto riesgo, y f) el desarrollo de acciones educativas y de sensibilización.

No obstante, incluso con un sistema de prevención eficaz, podrían producirse nuevas invasiones (derivadas de nuevas introducciones o de la expansión de especies exóticas ya establecidas en el territorio) lo cual exige la implantación urgente de un sistema de alerta temprana y respuesta rápida que aún previsto por la normativa no está todavía en función.

Por último, es preciso seguir luchando contra las EEI ya establecidas teniendo en cuenta que su eliminación no constituye un objetivo *per se* sino que el fin último es la restauración de la biodiversidad nativa cuya resiliencia puede proporcionar una mayor protección frente a las invasiones.

La conservación de la biodiversidad nativa es tarea de todos y como tal debemos asumirla. Formar e informar a la población es un factor clave para poder prevenir futuras invasiones en España.

## BIBLIOGRAFÍA

- AINOUCHE, M.L., BAUMEL, A. & SALMON, A. 2004. *Spartina anglica* C. E. Hubbard: a natural model system for analysing early evolutionary changes that affect allopolyploid genomes. *Biological Journal of the Linnean Society*, **82**: 475-484.
- AINOUCHE, M.L., FORTUNE P.M., SALMON, A., PARISOD, C., GRANDBASTIEN, M.A., FUKUNAGA, K., RICOU, M. & MISSET, M.T. 2009. Hybridization, polyploidy and invasion: lessons from *Spartina* (Poaceae). *Biological Invasions*, **11**:1159-1173.
- ALLEN, M. S.; MATISSO-SMITH, E. & HORSBOURGH, A. 2001. Pacific "Babes": issues in the origins and dispersals of Pacific pigs and the potentials of mitochondrial DNA Analysis. *International Journal of Osteoarchaeology*, **11**: 4-13.
- ALONSO GUTIÉRREZ, F. & MARTÍNEZ COLLADO, R. 2010. La dispersión de los cangrejos rojo y señal en Castilla-La Mancha: ¿son válidas las medidas de gestión de especies invasoras a nivel geográfico de comunidad autónoma? *Foresta*, **47-48**: 244-252.
- ALONSO, F., TEMIÑO, C. & DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. 2000. Distribución y situación actual

- del cangrejo de río autóctono, *Austrapotamobius pallipes*, en España. *AquaTIC*, **11** [en línea] <<http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?t=&c=95>> [Consulta: 17-02-2013].
- ANDA, P., SEGURA DEL POZO, J., DÍAZ GARCÍA, J. M., ESCUDERO, R., GARCÍA PEÑA, F. J., LÓPEZ VELASCO, M. C., SELLEK, R. E., JIMÉNEZ CHILLARÓN, M. R., SÁNCHEZ SERRANO, L. P. & MARTÍNEZ NAVARRO, J. F. 2001. Waterborne outbreak of tularemia associated with crayfish fishing. *Emerging Infectious Diseases*, **7** (3): 575-582.
- ANDREU, A. C., HIDALGO-VILA, J., PÉREZ-SANTIAGOSA, N., TARRAGÓ, A., DIAZ-PANIAGUA, C. & MARCO, A. 2003. Invasores e invadidos: Diferencias en tasas de crecimiento y estrategias reproductivas. In: L. CAPDEVILA-ARGÜELLES, ZILLETTI B., y N. PÉREZ HIDALGO, Eds. *Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. "EEI 2003"*. págs. 139-141. Grupo Especies Invasoras, G.E.I. Serie Técnica, nº. 1, León.
- ANDREU J. & VILÀ M. 2007. Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. *Ecosistemas*, **16** (3):109-124.
- ATKINSON, I. 1989. Introduced animals and extinction. In: D., Western & M.C., Pearl, Eds. *Conservation for the twenty-first century*. págs. 54-75. Oxford University Press, New York.
- BASKIN, Y. 2002. *A plague of rats and rubbervines: the growing threat of species invasions*. 377 págs. Island Press. Whashington.
- BLACKBURN, T.M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J. T., DUNCAN, R.P., JAROŠÍK, V., WILSON, J.R.U. & RICHARDSON, D.M. 2011. 'A proposed unified framework for biological invasions', *Trends in Ecology and Evolution*, **26**: 333-339.
- BLANCO LANZA, S., ÁLVAREZ BLANCO, I., CEJUDO-FIGUEIRAS, C. & BÉCARES MANTECÓN, E. 2010. *Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero*. 210 págs. Confederación Hidrográfica del Duero.
- 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.
- BROOKS, M.L., D'ANTONIO, C.M., RICHARDSON, D.M., GRACE, J.B., KEELEY, J.E., DITOMASO, J.M., HOBBS, R.J., PELLANT, M. & PYKKEE, D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, **54** (7): 677-688.
- BRUNEL, S., FERNÁNDEZ-GALIANO, E., GENOVESI, P., HEYWOOD, V.H., KUEFFER, C. & RICHARDSON, D.M. 2013. Invasive alien species: a growing but neglected threat? In: European Environment Agency, Ed. *Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation*. págs. 518-540. European Environment Agency, EEA Report No 1/2013, Copenhagen.
- BUENO MARÍ, R. & JIMÉNEZ PEYDRÓ, R. 2012. Implicaciones sanitarias del establecimiento y expansión en España del mosquito *Aedes albopictus*. *Revista Española de Salud Pública*, **86**: 319-330.
- CALLAWAY, R.M. & ASCHEHOUG, E.T. 2000. Invasive Plants Versus their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*, **290**: 521-523.
- CALLAWAY, R.M. & RIDENOUR, W.M. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**: 436-443.
- 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.
- CASTRO-DÍEZ, P., VALLADARES, F. & ALONSO, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, **13** (3): 61-68. [en línea] . «Asociación Española de Ecología Terrestre» Madrid.<<http://revistaecosistemas.net/pdfs/32.pdf>> [Consulta: 05-09-2011].

- 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/cop06.shtml?m=COP-06&id=7197&lg=0> [Consulta: 05-01-2013].
- CHARLES, H. & DUKES, J.S. 2007. Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. . In: W. Nentwig, Ed. *Biological invasions*. págs. 217-237. Ecological Studies 193. Springer. Berlin.
- CLAVERO, M. & GARCÍA-BERTHOU, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20** (3): 110.
- COLAUTTI, R.I., GRIGOROVICH, I.A. & MACISAAC, H.J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, **8**: 1023-1037.
- COLLANTES, F. & DELGADO, J.A. 2011. Primera cita de *Aedes* (*Stegomyia*) *albopictus* (Skuse, 1894) en la Región de Murcia. *Anales de Biología*, **33**: 99-101.
- COURCHAMP, F., CHAPUIS, J.L. & PASCAL, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**: 347-383.
- DAISIE. 2009. *Handbook of Alien Species in Europe*. 399 págs. Springer. Dordrecht. The Netherlands.
- DI TOMMASO, A. & LOSEY, J. E.. 2003. Oviposition preference and larval performance of monarch butterflies (*Danaus plexippus*) on two invasive swallow-wort species. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **108**:205-209.
- DUNLAP, T.R. 1997. Remaking the land: the acclimatization movement and anglo ideas of nature. *Journal of World History*, **8**: 303-319.
- ELTON, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. 181págs. Methuen & Co, London.
- EME (EVALUACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL MILENIO DE ESPAÑA) 2012. Informe de resultados. [en línea] «Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España» <<http://www.ecomilenio.es/>> [Consulta: 08-02-2013]
- EPPO (EUROPEAN AND MEDITERRANEAN PLANT PROTECTION ORGANIZATION). 2008. Datasheets on quarantine pests. *Eichhornia crassipes*. *OEPP/EPPO Bulletin* **38**: 441-449
- ESSL, F., DULLINGER, S., RABITSCH, W., HULME, P.E., HÜLBER, K., JAROŠÍK, V., KLEINBAUER, I., KRAUSMANN, F., KÜHN, I., NENTWIG, W., VILÀ, M., GENOVESI, P., GHERARDI, F., DESPREZ-LOUSTAU, M.L., ROQUES, A. & PYŠEK, P. 2011. Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**: 203-207.
- GEIB. 2006. *TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España*. 116 págs. GEIB, Serie Técnica N.2. León.
- GENOVESI, P. & SHINE, C. 2004. *European Strategy on Invasive Alien Species*. 67 págs. Council of Europe Publishing, Nature and Environment, 137. Strasbourg.
- GUARNER, J., JOHNSON, B. J., PADDOCK, C. D., SHIEH W-J., GOLDSMITH, C. S., REYNOLDS, M. G., DAMON I. K., REGNERY, R. L., ZAKI, S.R. & THE VETERINARY MONKEYPOX VIRUS WORKING GROUP. 2004. Monkeypox transmission and pathogenesis in prairie dogs. *Emerging Infectious Diseases*, **10** (3):426-431.
- GUTIÉRREZ-YURRITA, P. J., MARTÍNEZ, J. M., ILHÉU, M., BRAVO-UTRERA, M.A., BERNARDO, J. M. & MONTES, C. 1997. *Estatus de las poblaciones de cangrejos en la Península Ibérica*. [en línea]<<http://www.oocities.org/yosemite/cabin/9849/index.htm>>[Consulta: 08-09-2011]
- HEISEY, R.M. 1990. Allelopathic and herbicidal effect of extracts from tree of heaven (*Ailanthus altissima*). *American Journal of Botany*, **77**(5): 662-670
- HERRERA GALLASTEGUI, M. & CAMPOS PRIETO, J.A. 2006. *El carrizo de la Pampa* (Cortaderia selloana), *Guía práctica para su control*. 43 págs. Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia, Diputación Foral de Bizkaia.
- HIERRO, J.L. & CALLWAY, R.M. 2003. Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil*, **256**: 29-39.
- HOBBS, R.J. & HUENNEKE, L.F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, **6**: 324-337.

- HOLZMUELLER, E.J. & JOSE, S. 2011. Invasion success of cogongrass, an alien C4 perennial grass, in the southeastern United States: Exploration of the ecological basis. *Biological Invasions*, **13**: 435–442.
- HOLZMUELLER, E.J. & SHIBU J. 2012. Response of the invasive grass *Imperata cylindrica* to disturbance in the southeastern forests, USA. *Forests* **3**: 853–863.
- HULME, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, **46**: 10–18.
- 2011. Biosecurity: the changing face of invasion biology. In: D.M. Richardson, Ed. *Fifty years of invasion ecology. The legacy of Charles Elton*. págs. 301–314. Wiley-Blackwell, Oxford.
- HURLES, M. E.; MATISSO-SMITH, E.; GRAY, R. D. & PENNY, D. (2003): Untangling Oceanic settlement: the edge of the knowable. *Trends in Ecology and Evolution*, **18** (10): 531–540.
- ISSG (INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP). 2010. *Solenopsis invicta*. *Global Invasive Species Database* [base de datos en línea] «Invasive Species Specialist Group» Auckland. <<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=77>>. [Consulta: 10-09-2011].
- IUCN (INVASIVE SPECIES SPECIALIST GROUP). 2000. *IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. [en línea]. «IUCN (Invasive Species Specialist Group)». Auckland. <[http://www.issg.org/pdf/guidelines\\_iucn.pdf](http://www.issg.org/pdf/guidelines_iucn.pdf)> [Consulta: 04-09-2011].
- JESCHKE, J.M. 2008. Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Diversity and Distributions*, **14**: 913–916.
- JESCHKE, J.M. & STRAYER, D.L. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102**: 7198–7202.
- JESCHKE, J.M., GÓMEZ APARICIO, L., HAIDER, S., HEGER, T., LORTIE, C.J., PYŠEK, P. & STRAYER, D.L. 2012. Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, **14**: 1–20.
- KEANE, R.M. & CRAWLEY, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**: 164–170.
- KELLER, R.P., GEIST, J., JESCHKE J.M. & KÜHN I. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, **23**: 23. doi:10.1186/2190-4715-23-23. [en línea] «Environmental Sciences Europe» <<http://www.enveurope.com/content/23/1/23>> [Consulta: 08-02-2013]
- 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)*. (DG ENV contract). 40 págs. + Anexos. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Brussels.
- KILROY, C. 2004. *A new alien diatom, Didymosphenia geminata (Lyngbye) Schmidt: its biology, distribution, effects and potential risks for New Zealand fresh waters*. [en línea]. «National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd.» Christchurch. <<http://www.biosecurity.govt.nz/files/pests/didymo/didymo-preliminary-org-ianov-04.pdf>> [Consulta 06/09/2011].
- LABORATORIO DE ZOOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE LAS ISLAS BALEARES. 2012. *Mapa de distribución de Aedes albopictus en Mallorca. Noviembre 2012*. [en línea] «Laboratorio de Zoología de la Universidad de las Islas Baleares». <<http://zoologiauib.blogspot.com.es/>> [Consulta: 08-02-2013]
- LAMBERT, A.M., D'ANTONIO, C.M. & DUDLEY, T.L. 2010. Invasive species and fire in California ecosystems. *Fremontia*, **38** (2-3): 29–36.
- LARGIADÈR, C.R. 2007. Hybridization and Introgression Between Native and Alien Species. In: W. Nentwig, Ed. *Biological invasions*. págs. 275–292. Ecological Studies 193. Springer. Berlin.
- LEUNDA, P.M. 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquatic Invasions*, **5** (3): 239–262.

- LEUNG, B, DRAKE, J.M & LODGE, D.M. 2004. Predicting invasions: propagule pressure and the gravity of allee effects. *Ecology*, **85**:1651-1660.
- LIPPINCOTT, C.L. 2000. Effects of *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. (Cogongrass) invasion on fire regime in Florida sandhill (USA). *Natural Areas Journal*, **20**: 140-149.
- LOCKWOOD, J.L., P. CASSEY, & T. BLACKBURN. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**:223-228.
- LOCKWOOD, J., HOOPES, M. & MARCHETTI, M. 2007. *Invasion ecology*. 312 págs. Blackwell Publishing, Oxford.
- LONSDALE, W.M. 1999 Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, **80**: 1522-1536.
- LORENZO, P., GONZÁLEZ, L. & REIGOSA M.J. 2010. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, **67**: 101 1-11.
- LORENZO, P., PALOMERA-PÉREZ, A., REIGOSA, M. & GONZÁLEZ, L. 2011. Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata* link on the physiological parameters of native understory species *Vegetatio*, **3**: 403-412(10).
- MACARTHUR, R.H. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theoretical Population Biology*, **1**: 1-11.
- MACK, R. N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, **10**: 689-710.
- MARCO, A., HIDALGO-VILA, J., PÉREZ-SANTIAGOSA, N., DIAZ-PANIAGUA, C. & ANDREU, A.C. 2003. Potencial invasor de galápagos exóticos comercializados e impacto sobre ecosistemas mediterráneos. In: L. Capdevila-Argüelles, Zilletti B., y N. Pérez Hidalgo, Eds. *Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España*. “EEI 2003”. págs. 76-78. Grupo Especies Invasoras, G.E.I. Serie Técnica N.1., León.
- 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].
- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., HIDALGO-VILA, J., PÉREZ-SANTIAGOSA, N. & DÍAZ-PANIAGUA, C. 2011. *Galápagos de Florida – Trachemys scripta (Schoepff, 1792)*. In: A. Salvador, & A. Marco, Eds., *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. [en línea] «Museo Nacional de Ciencias Naturales» <<http://www.vertebradosibericos.org/reptiles/trascr.html>> [Consulta: 10-02-2011]
- MATTLA H.R & OTIS G.W. 2003. A comparison of the host preference of monarch butterflies (*Danaus plexippus*) for milkweed (*Asclepias syriaca*) over dog-strangler vine (*Vincetoxicum rossicum*). *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **107**: 193-199.
- MEYERSON, L.A. & MOONEY H.A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**: 199-208.
- MINTON, M.S., VERLING, E., MILLER, A.W. & RUIZ, G.M. 2005. Reducing propagule supply and cosateal invasions via ships: effects of emerging strategies. *Frontiers in ecology and the environment*, **3**(6): 304-308.
- MOONEY, H.A. & CLELAND E.E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **98**: 5446-5451.
- OCCHIPINTI-AMBROGI, A. 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 342-352.
- ORUETA, J.F. 2003. *Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal*. Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014. 248 págs. Gobierno de Canarias, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio; Govern de les Illes Balears, Conselleria de Medi Ambient; Governo Regional dos Açores, Direcção Regional do Ambiente; Governo da Madeira, Direcção Regional do Ambiente; Black Vulture Conservation Foundation (BVCF); Programa Life. Palma de Mallorca.



- PATIÑO-MARTÍNEZ, J., & MARCO, A. 2005. Potencial invasor de los galápagos exóticos en el País Vasco. Munibe. *Ciencias Naturales-Natur Zientziak*, **56**: 97-112.
- PÉREZ Y PÉREZ, L. & CHICA MOREU C. 2010. *Actualización de la valoración económica de la invasión del mejillón cebra en la Cuenca del Ebro*. [en línea] «Confederación Hidrográfica del Ebro» Zaragoza. <<http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=20419&idMenu=3868>> [Consulta: 07-09-2010].
- REINHARDT, F., HERLE, M., BASTIANSEN, F. & STREIT, B. 2003. *Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany*. 190 págs. Federal Environmental Agency of Germany.
- RHYMER, J.M. & SIMBERLOFF, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **27**:83-109.
- RICHARDSON, D.M., Ed. 2011 *Fifty years of invasión ecology. The legacy of Charles Elton*. 456 págs. Wiley-Blackwell, Oxford.
- RICHARDSON, D.M., PYŠEK, P. & CARLTON, J.T. 2011. A Compendium of Essential Concepts and Terminology In Invasión Ecology. In: D.M. Richardson, Ed. *Fifty years of invasión ecology. The legacy of Charles Elton*. págs. 409-420. Wiley-Blackwell, Oxford.
- RICCIARDI, A., JONES, L.A., KESTRUP, Å.M. & WARD, J.M. 2011. Expanding the Propagule Pressure Concept to Understand the Impact of Biological Invasions. In: D.M., Richardson, Ed. *Fifty years of invasión ecology. The legacy of Charles Elton*. págs. 225-235. Wiley-Blackwell, Oxford.
- ROD M. HEISEY. 1990. Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). *Journal of Chemical Ecology*, **16**: 2039-2055.
- RODRÍGUEZ LUENGO, J. L. & RODRÍGUEZ PIÑERO, J.C. 1987. Datos preliminares sobre la alimentación del arruí (*Ammotragus lervia*) (Bovidae) en La Palma. Islas Canarias. *Vieraea*, **17**: 291-294.
- RUIZ TÉLLEZ, T., MARTÍN DE RODRIGO LÓPEZ, E., LORENZO GRANADO, G., ALBANO PÉREZ, E., MORÁN LÓPEZ, R., & SÁNCHEZ GUZMÁN, J.M. 2008. The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, **3** (1): 42-53.
- SALVADOR, A. 2012. Lucio –*Esox lucius*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Elvira, B. (Eds). [en línea]. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 12-01-2013]
- SAMBRI, V., CAVRINI, F., ROSSINI, G., PIERRO, A. & LANDINI, M.P. 2008. The 2007 epidemic outbreak of Chikungunya virus infection in the Romagna region of Italy: a new perspective for the possible diffusion of tropical diseases in temperate areas?. *New microbiologica*, **31**: 303-304.
- SANZ-ELORZA, M., DANA SÁNCHEZ, E. D. & SOBRINO VESPERINAS, E. Eds. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. 384 págs. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.
- SCALERA, R. 2010. How much is Europe spending on invasive alien species? *Biological Invasions*, **12**: 173-177.
- SIMBERLOFF, D. 1995 Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science*, **49**: 87-97.
- 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics*, **40**: 81-102
- SIMBERLOFF, D. & VON HOLLE, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, **1**: 21-32.
- TOMÁS, P., OSCOZ, J., DURÁN, C., FERNÁNDEZ, D. & MARÍN, J.P. 2010. Distribution of the bloom-forming diatom *Didymosphenia geminata* in the Ebro River basin (Northeast Spain) in the period 2006-2009. *Aquatic Invasions*, **5**(3): 285-289.
- TRAVESET, A. & MORAGUES, E. 2004. Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biological Conservation*, **122**: 611-619.
- TRAVESET, A. & SANTAMARÍA, L. 2004 Consecuencias de la introducción de especies exóticas en la disrupción de los mutualismos en islas. In: J.M., Fernández-Palacio & *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 2ª ép., 10, 2013



- C., Morici, Eds. *Ecología Insular*. págs. 251-276. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET) y Excmo. Cabildo Insular de La Palma, La Palma.
- TRAVESET, A., MORAGUES, E. & VALLADARES, F. 2008. Spreading of the invasive *Carpobrotus* aff. *acinaciformis* in Mediterranean ecosystems: The advantage of performing in different light environments. *Applied Vegetation Science*, **11**: 45-54.
- VALDÉS, B., MELERO, D. & GIRÓN, V. 2011. Plantas americanas naturalizadas en el territorio de Doñana (SO de la Península Ibérica). *Lagascalia*, **31**: 7-20.
- VIGNE, J. D. & GUILAINE, J. (2004): Les premiers animaux de compagnie, 8500 ans avant notre ère?... ou comment j'ai mangé mon chat, mon chien et mon renard. *Anthropozoologica*, **39**: 249-273.
- VILÀ, M., BACHER, S., HULME, P., KENIS, M., KOBELT, M., NENTWIG, W., SOL, D. & SOLARZ, W. 2006. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Écosistemas*, **15** (2): 13-23.
- VILÀ, M., VALLADARES, F., TRAVESET, A., SANTAMARÍA, L. & CASTRO, P. Coords. 2008. *Invasiones Biológicas*. 215 págs. CSIC. Madrid.
- VILÀ, M., BASNOU, 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.

