

# Las invasiones biológicas

Luís Silva<sup>1</sup>  
Elizabeth Ojeda Land<sup>2</sup>  
Juan Luis Rodríguez Luengo<sup>2</sup>  
Curtis Daehler<sup>3</sup>

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

3 Botany Department, University of Hawaii at Manoa, Honolulu, USA.

## Introducción

La introducción de especies y su naturalización se considera actualmente, como uno de los mecanismos responsables por cambios globales de la biosfera, originando profundas modificaciones en la estructura y en el funcionamiento de los ecosistemas, homogeneización de la biota, la reducción de la biodiversidad y extinción de especies (Huenneke 1997, Williamson 1996, Lodge 1993, Vitousek 1990, Vitousek *et al.* 1987).

Las invasiones biológicas y la introducción de especies han fascinado a los biólogos desde hace mucho tiempo. Darwin, en su libro de 1859 “El origen de las especies”, aludía al hecho de que algunos animales domésticos que habían sido trasladados desde Europa hacia América, una vez introducidos, se multiplicaban rápidamente, lo que en algunos casos afectaba a la supervivencia de las especies nativas.

Una **invasión biológica** ocurre cuando un organismo, de cualquier tipo, se establece fuera de su área de distribución (Williamson 1996), esto es, siempre que una especie coloniza y persiste en una área donde hasta entonces, jamás había habitado (Shigesada & Kawasaki 1997).

Existe cierta heterogeneidad en el concepto de especie invasora. Por ejemplo, Usher (1991) ha sugerido las siguientes definiciones: i) especie introducida: transportada intencionalmente o accidentalmente debido a la acción humana, hasta una área fuera de su rango de distribución geográfica; ii) especies invasoras: especies introducidas que aumentan su número y área de distribución en la nueva región, sin intervención humana.

Según estas definiciones, las invasiones biológicas naturales quedarían excluidas del escenario de análisis. Como alternativa, es posible establecer un concepto de especie invasora teniendo en cuenta un criterio geográfico, entendiéndose simplemente que ha ocurrido la colonización de una nueva región o hábitat y, además, definiendo las diferentes etapas del proceso de invasión.

Otros autores han considerado como invasoras sólo aquellas especies exóticas que colonizan ecosistemas naturales o seminaturales (Cronk & Fuller 1995). Este concepto

puede parecer algo restrictivo ya que, una vez que las especies introducidas se asientan en un hábitat alterado, pueden establecerse más tarde en ecosistemas menos afectados por la acción humana.

Además, Rejmánek (1995) ha separado claramente los conceptos de invasora, maleza (mala hierba o plaga) y de colonizadora. Una **maleza** (mala hierba o plaga) es la especie que interfiere de modo negativo en las actividades y en las aspiraciones humanas, pudiendo ser nativa o introducida. Un **colonizador** es un organismo que se establece en los estadios iniciales de la sucesión ecológica, siendo sustituido en los estadios siguientes (es la única categoría definida por características biológicas), pudiendo ser nativa o introducida. Especies **invasoras**, según el citado autor, son las que proceden de otras regiones, tratándose en este caso por lo tanto, de una definición geográfica.

A lo largo de la escala temporal geológica, la distribución de las especies en la superficie terrestre se ha visto condicionada por **cambios climáticos y geomorfológicos de escala global** (Vermeij 1991). Acompañando a esos cambios, las invasiones biológicas constituyeron un importante factor evolutivo a lo largo de la historia geológica, incluyendo pequeñas variaciones en los rangos de distribución de las especies, hasta invasiones de dimensión continental (Huenneke 1997, Williamson 1996, Fryer 1991).

Al final de la **última glaciación cuaternaria** (hace 10.000 a 15.000 años), el desarrollo de las actividades humanas (agricultura, comercio, viajes intercontinentales, etc.), llevó a cambios ambientales que promovieron las traslocaciones de organismos vivos hacia nuevas regiones, de modo intencionado o accidental, originando un aumento de la incidencia de las invasiones biológicas y de la extinción de especies (Shigesada & Kawasaki 1997). Desde el inicio de la agricultura, los humanos se convirtieron en un importante factor biogeográfico, afectando y acelerando la expansión de especies comensales (Le Floc'h 1991). Algunas de esas especies fueron introducidas de forma intencionada como fuente de alimento, medicamentos, o por motivos estéticos, mientras que otras fueron introducciones accidentales importadas como contaminantes de los cultivos o a través de otros medios (Rejmánek *et al.* 1991). O sea, las primeras introducciones asociadas a la actividad humana ocurrieron en tiempos prehistóricos, incluso desde el paleolítico (Australia), pero también a lo largo de la antigüedad clásica (Mediterráneo), tratándose de un hecho generalizado en varias regiones, incluyendo tanto el área Atlántica como la Pacífica (ver Capdevila *et al.* 2006).

Al empezar el **siglo XVI**, la civilización europea promueve un amplio intercambio de organismos vivos de zonas tropicales (especialmente en islas); más tarde, con el desarrollo de los jardines botánicos, especialmente en el Reino Unido, se estableció una red de intercambio de especies entre diferentes regiones. De hecho, el siglo XVIII es un marco importante en la aclimatación de especies exóticas (Capdevila *et al.* 2006).

En el **siglo XIX**, el patrón de comercio llevó a un flujo considerable de especies a partir de Europa y a la creación de numerosas sociedades ligadas a la aclimatación de especies exóticas. En el **siglo XX**, los medios de transporte aumentaron en velocidad y en su capacidad de transportar organismos vivos; la duración de los viajes se redujo y la utilización de aguas de lastre se volvió común. Actualmente, los flujos comerciales son

aún más amplios y mucho más rápidos, por lo que las especies viajan en todas las direcciones. **La mayoría de las invasiones biológicas tienen su origen en las actividades humanas** (Williamson 1996). Incluso en los casos en que se considera que una invasión es natural, se concluye después que el aumento del área de distribución fue debido, muy probablemente, a cambios en el hábitat asociados a la acción humana (McCulloch & Stewart 1998). La inmigración de nuevas especies debida a la acción humana es mucho más rápida y amplia que aquella que está asociada al transporte por animales, por el viento o por las corrientes marinas (Money 2005, Raunkjaer 1936).

Aunque existan sistemas de cuarentena, la expansión de la población humana, el desarrollo de vías ferroviarias, la proliferación de carreteras y de vehículos, los movimientos de suelo y el comercio de especies exóticas, proporcionan muchas oportunidades para la introducción y la dispersión de organismos vivos (Ernst 1998, Hodkinson & Thompson 1997, Rejmánek *et al.* 1991). Además, las áreas donde los ecosistemas naturales son directamente afectados por las actividades humanas han crecido de un modo constante, aumentando la probabilidad de que se produzcan invasiones exitosas (Shigesada & Kawasaki 1997). Consecuentemente, la tasa de ocurrencia de invasiones biológicas ha aumentado hasta niveles sin precedente (Huenneke 1997).

Los problemas asociados a la biología de las invasiones no suscitan solamente un interés académico, sino que tienen una importancia considerable para la **sociedad humana** (Money 2005). Aunque la mayoría de las especies introducidas no llegan a tener éxito, sin embargo, es considerable el efecto acumulativo de las que sí lo tienen. Sin duda, un número importante de especies exóticas se han convertido en plagas, malezas o malas hierbas, originando pérdidas en la agricultura, ganadería, silvicultura y dificultando el manejo de los espacios naturales (Williamson 1996).

En muchos casos es difícil solucionar los problemas originados por la introducción de una especie, ya que la misma puede ser considerada como nociva por una parte de la sociedad, mientras que otro sector la considera como beneficiosa. Por ello, no será siempre fácil definir estrategias de gestión que satisfagan a los diferentes sectores en disputa.

El **proceso de invasión** varía en función de múltiples factores: las características de la especie invasora, las características del ecosistema invadido y las interacciones con las especies nativas (Lockwood *et al.* 2006). La mayoría de las invasiones ocurren en hábitats degradados por la acción humana, en particular en aquellos sujetos a una alteración acentuada, si bien, esto puede ser solamente una consecuencia del hecho de que las especies son más fácilmente transportadas a estos lugares (Williamson 1996). Sin embargo, las invasiones biológicas también ocurren en los ecosistemas naturales que a su vez, se encuentran sujetos a alteraciones en sus procesos ecológicos de forma natural, siendo estos casos, el enfoque principal del presente libro.

En la biología de las invasiones, puede ser útil considerar algunas cuestiones (Shigesada & Kawasaki 1997): cuáles son las condiciones para que ocurra una invasión; de qué modo se expande la invasión en términos espaciales y a qué tasa; qué características tiene un ecosistema después de sucesivas invasiones; cuáles son las especies más

invasoras; qué tipo de hábitat es más susceptible a las invasiones; cuál es el impacto de las invasoras en la biota nativa. Sin embargo, las previsiones sobre los resultados de una nueva invasión son aún poco predecibles (Williamson 1999).

Si bien los cambios globales asociados a la actividad humana han producido el declive de muchas especies, también han provocado la proliferación de muchas otras originando impactos considerables en las poblaciones y en los ecosistemas nativos. Sin embargo, cuando la conservación de los ecosistemas, y no sólo la conservación de especies nativas o de poblaciones, han adquirido importancia, las especies invasoras se han convertido en una cuestión inherente a la biología de la conservación. Esto ha dado lugar a una conexión entre las llamadas: ciencia de la “rareza” y ciencia de la “agresividad” (Parker & Reichard 1998).

La complejidad del estudio y de la gestión de las invasiones biológicas se complica aún más por la confluencia de otras alteraciones globales en la biosfera (Huenneke 1997), tales como, el aumento de los niveles de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, el aumento de la incidencia de la radiación UV, el cambio climático, la contaminación por sulfatos, el aumento de la deposición de nitratos, la fragmentación de los hábitats, los cambios en los regímenes de perturbaciones (incendios, hidrología, etc.) y los cambios en las interacciones bióticas.

### Conceptos y definiciones

Probablemente, la cuestión más importante en la biología de las invasiones es determinar qué aspectos o condiciones permiten que una especie invada un nuevo ecosistema (Parker & Reichard 1998). Sin embargo, algunas de las cuestiones más básicas están aún por aclarar. Por ejemplo, referente a las plantas invasoras Heywood (1989) alerta sobre el hecho de que para muchas especies de la flora, los motivos que han llevado a considerar una especie como nativa o introducida no están del todo claros, dando la impresión de que la decisión ha sido tomada de otros autores o basada en la intuición. Sin duda, en muchos casos es difícil hacer la distinción entre nativas e introducidas, casuales o naturalizadas. Además, el número de términos utilizados es muy elevado: indígena, nativa, autóctona, exótica, importada, introducida, no-indígena, alienígena, invasora, arqueófita, neófita, etc. (ver Capdevila *et al.* 2006 para una discusión reciente).

La escala a la cual se considera la invasión, también varía ampliamente. Una especie podrá ser nativa de una región geográfica o de un país en cuestión, pero no de una comunidad biológica en particular (Heywood 1989). La invasión de nuevas comunidades nativas, aún dentro de la gama de áreas de distribución natural de la especie, debe ser también considerada, ya que su impacto podría ser significativo (Rose 1997a).

Parte de esta variación en la definición de especie invasora puede resultar del hecho de que una invasión biológica es un **proceso dinámico** y no un evento localizado, a lo largo del cual la población invasora atraviesa diferentes estadios (Deacon 1991). Así, el proceso de invasión ha sido subdividido en diferentes etapas (Figura 1).

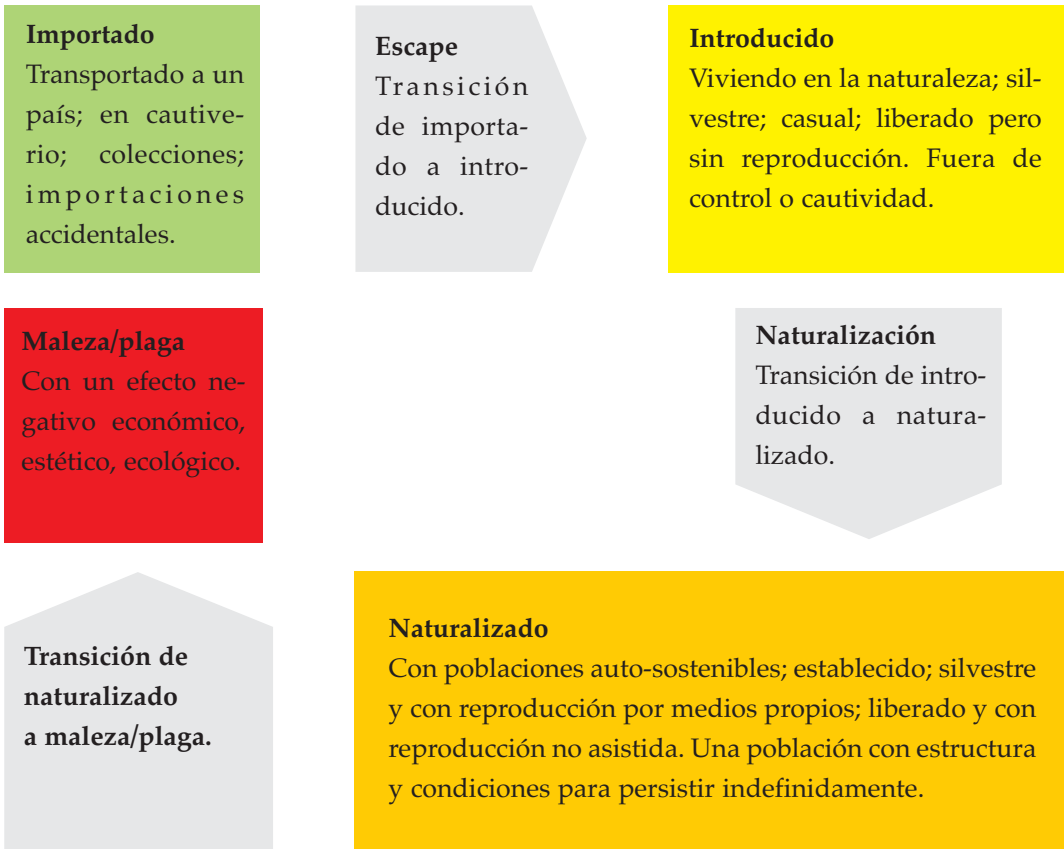


Figura 1. Estadios y transiciones que ocurren a lo largo del proceso de invasión (de acuerdo con Williamson 1996).

Después de la introducción, muchas especies muestran un estadio inicial relativamente largo, durante el cual su población se mantiene a un nivel casi constante: estadio de latencia (Le Floch 1991). Algunos ambientes pueden funcionar como refugio, a partir del cual la especie podrá propagarse tan pronto como las condiciones lo permitan. Una vez naturalizada, la especie podrá empezar una fase de expansión (Ribera & Boudouresque 1995): i) expansión ecológica: ocupación de diferentes biótopos; ii) expansión geográfica: aumento del área de distribución geográfica. Una regla general es que cerca del 10% de las especies introducidas lograrán naturalizarse, mientras que el 10% de las naturalizadas, se volverán nocivas (Smith *et al.* 1999, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Leach 1995). Este dato refleja una orientación general, siendo común que estos valores oscilen entre 5-20% (Williamson 1996).

La actual definición de especie invasora de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) considera que el término invasora debe aplicarse

solamente a las especies que tienen un impacto negativo en la biodiversidad, sirviendo de soporte a la definición utilizada por el Convenio de Diversidad Biológica (CBD). Este libro, considera como enfoque primordial el de la gestión, por lo que se seguirán las definiciones básicas sugeridas por el CBD y la UICN (Tablas 1 y 2).

### Especies invasoras

Aunque las **características** de las especies invasoras han sido ampliamente estudiadas, no se ha demostrado con seguridad, la capacidad para predecir los resultados de una invasión en particular.

**Tabla 1. Comparación entre algunas definiciones relativas a las especies exóticas invasoras, según la IUCN y el CBD.**

<p><b>IUCN</b>  <b>Especie nativa:</b> una especie, subespecie o taxón inferior que habita dentro de su área natural y de dispersión potencial.</p>
<p><b>IUCN</b>  <b>Especie exótica:</b> especie, subespecie o taxón inferior que habita fuera de su área natural (pasada o actual) y de dispersión potencial, incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo que pueda sobrevivir y reproducirse.</p>
<p><b>CBD</b>  <b>Especie exótica:</b> especie, subespecie o taxón inferior introducidas fuera de su área de distribución natural incluyendo cualquier parte, gameto, semilla, o propágulo que pueda sobrevivir y subsecuentemente reproducirse.</p>
<p><b>IUCN</b>  <b>Especie exótica invasora:</b> especie exótica que se establece en un ecosistema o en un hábitat natural o seminatural, siendo un agente de alteración y amenaza para la diversidad biológica nativa.</p>
<p><b>CBD</b>  <b>Especie exótica invasora:</b> especie exótica cuya introducción y/o extensión amenaza a la diversidad biológica.</p>

Tabla 2. Comparación entre algunas definiciones relativas a la introducción de especies, según la IUCN y el CBD.

<p><b>IUCN</b>  <b>Introducción:</b> movimiento, mediante un agente humano, de una especie, subespecie o taxón inferior (incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo que pueda sobrevivir y reproducirse) fuera de su área natural (pasada o presente).</p>
<p><b>CBD</b>  <b>Introducción:</b> movimiento, por acción humana directa o indirecta, de una especie exótica fuera de su medio natural (pasado o presente).</p>
<p><b>IUCN</b>  <b>Introducción intencionada:</b> una introducción efectuada de forma deliberada por los humanos (autorizadas y no autorizadas).</p>
<p><b>CBD</b>  <b>Introducción intencionada:</b> movimiento y/o liberación deliberada realizada por seres humanos de una especie exótica fuera de su medio natural.</p>
<p><b>IUCN</b>  <b>Introducción no intencionada:</b> una introducción que resulta del uso que una especie hace de los humanos o de sus sistemas de distribución, como vectores de dispersión, fuera de su área natural.</p>
<p><b>CBD</b>  <b>Introducción no intencionada:</b> otros tipos de introducción que no son intencionadas.</p>

De hecho, hay dudas de que el estudio de las características ligadas al éxito o fracaso de una especie que se comporte como invasora, pueda ser útil para predecir el resultado de una invasión en concreto (Williamson 1999, Simberloff 1989, Noble 1989). Asimismo, una especie puede convertirse en invasora no porque haya un cambio en sus características, sino debido a cambios en el hábitat. Por lo tanto, las características de las especies invasoras, pueden funcionar como indicadores de riesgo, pero no como previsores definitivos.

En el caso de los **insectos**, la tasa de crecimiento poblacional, los hábitos alimentarios, la amplitud de los intervalos de tolerancia a los factores ambientales, la talla y la capacidad de dispersión, son aspectos importantes, pero no indicadores determinantes del potencial invasor (Simberloff 1989).

Para los **vertebrados**, se ha sugerido que una comparación de especies próximas con diferente éxito como invasora puede aportar nuevas ideas de análisis (Ehrlich 1989). Sin

embargo, especies estrechamente emparentadas, pueden tener un éxito como invasoras completamente distinto, mientras que una puede comportarse como invasora, la otra puede presentarse incluso como una especie rara (Wade 1997, Williamson 1996). Al parecer, los vertebrados invasores suelen proceder, en general, de áreas continentales amplias y no aisladas (Brown 1989).

También ha habido tentativas para determinar las características generales de las especies de **plantas** invasoras (Baruch *et al.* 2000, Rejmánek 1995, Ramakrishnan 1991, Noble 1989). Algunos de estos rasgos incluyen árboles que alcanzan más de 3 m de altura, incluyendo, también, muchas plantas perennes; taxones con mecanismos eficaces de dispersión a corta y larga distancia (mediante aves, mamíferos, viento, agua); de madurez precoz; con elevada producción de flores, frutos y semillas, y carácter longevo de las mismas; con reproducción asexual; de elevada tasa de asimilación de carbono; tolerancia a las condiciones de umbría; con adaptaciones al fuego; elevado potencial de aclimatación o plasticidad; y que producen sustancias secundarias repelentes para los herbívoros.

Respecto a las **plantas acuáticas**, se han sugerido varias características (Ashton & Mitchell 1989): crecimiento vegetativo rápido, regeneración a partir de fragmentos con independencia total o parcial de la reproducción sexuada, dispersión mediante actividades humanas, una morfología que maximiza la ocupación de la zona eutrófica, independencia del sustrato de asentamiento y del agua, plasticidad morfológica y reproductiva, producción un elevado número de pequeñas semillas.

También se ha indicado que puede existir una relación entre el éxito invasor de una especie y la abundancia de la misma en su área de distribución original, o en las áreas climáticas o en los continentes ya colonizados (Le Floch 1991). En varios estudios, se ha determinado que el hecho **previo de presentar un comportamiento invasor** en otras regiones, es una característica importante en las especies invasoras (Maillet & López-García 2000, Goeden 1983). Esto puede sugerir que la biología de la invasora es más importante que las características particulares del hábitat invadido. No obstante, cada característica deberá ser evaluada con respecto al hábitat particular susceptible de ser invadido (Noble 1989). Es el ecosistema invadido, tanto como las características de la invasora, lo que determinará el éxito o el fracaso del proceso. Al mismo tiempo, una especie invasora en un hábitat natural, puede no depender en este ámbito de los mismos factores que son importantes en áreas alteradas (Parker & Reichard 1998). Con respecto a la genética, las especies invasoras presentan una amplia variedad de características (Williamson 1996).

En el análisis de las invasiones, un estudio minucioso del **hábitat** y un análisis de la historia natural de la invasora, permite obtener conclusiones más evaluables que la utilización de modelos predictivos basados, exclusivamente, en las características de la especie invasora (Noble 1989, Simberloff 1989). De hecho, es poco probable que podamos predecir el resultado de una invasión en particular (Milberg *et al.* 1999, Brown 1989, Ehrlich 1989). En conclusión, puede no ser adecuado el análisis de las características de un invasor en concreto, ya que los factores que explican los sucesos ocurridos para una bacteria, son muy difícilmente aplicables por ejemplo, a peces, y de igual manera, los motivos originarios de la invasión de diferentes peces, pueden ser totalmente diferentes entre sí (Fryer 1991). Sin



embargo, aunque el estudio de las características que favorecen una invasión no haya aportado conclusiones concordantes, la aplicación de métodos estadísticos en bases de datos que incluyan invasoras con y sin éxito, originó protocolos útiles de previsión de la ocurrencia de invasiones biológicas (Parker & Reichard 1998), el denominado **análisis de riesgos**.

### El hábitat invadido

Las **barreras** que se oponen a la invasión de un hábitat por una nueva especie incluyen factores de tipo bióticos y abióticos: la competencia con las especies ya establecidas, los enemigos naturales presentes en el nuevo hábitat, la ausencia de organismos coadaptados (polinizadores, agentes de dispersión), los extremos climáticos y la estacionalidad, el régimen de alteraciones y la composición química del sustrato (Simberloff & Von Holle 1999, Williamson 1996, Heywood 1989, Rejmánek 1989).

Una de las cuestiones de interés en la biología de las invasiones es la posibilidad de que algunos ecosistemas sean más vulnerables a la invasión que otros (Rejmánek *et al.* 1991). Se define la "**invasibilidad**" como la susceptibilidad de una comunidad al establecimiento de especies de origen externo a la misma, incluyendo las especies indígenas y nativas de un área geográfica más amplia (Lavorel *et al.* 1999). Los dos factores de mayor importancia que afectan a la invasibilidad, son la riqueza específica y el grado de alteración de las comunidades (Williamson 1996, Simberloff 1989). La idea de que las **islas** y los hábitats alterados son más susceptibles a las invasiones, se basa en asumir que los hábitats con un menor número de especies son más vulnerables a las invasiones (Simberloff & Von Holle 1999, Wiser *et al.* 1998, Brown 1989, Vitousek & Walter 1989, Moore 1979). No obstante, estudios empíricos han demostrado resultados contradictorios a este respecto (Lavorel *et al.* 1999). Además, en el caso de las islas, estas diferencias, pueden estar relacionadas no solamente con una vulnerabilidad mayor, sino también con la combinación de un reducido número de especies nativas, una proporción considerable de hábitats alterados y a la afición pasada de introducir intencionadamente especies exóticas (Williamson 1996). Asimismo, las especies continentales tienen una mayor probabilidad de invadir las islas que a la inversa (Simberloff 1989). Las comunidades serán más fácilmente invadidas por especies de un tipo diferente (un grupo funcional), que no se encuentre previamente representado (Lavorel *et al.* 1999, Wiser *et al.* 1998, Deacon 1991). De esta forma, las islas muestran una resistencia mínima a las invasiones por ciertos grupos de especies, que pueden explorar así nuevos nichos ecológicos (Tabla 3).

Otro factor importante en la biología de las invasiones es el **régimen de alteración** del hábitat, sea éste endógeno o exógeno (Baruch *et al.* 2000, Di Castri 1991). Se considera una alteración, a cualquier evento, más o menos puntual, que origina una rotura de la estructura del ecosistema, comunidad o población, y altera los recursos, la disponibilidad de sustrato o de nutrientes, o las condiciones físicas del entorno (Hobbs 1989). Sin embargo, no existe una relación directa entre la necesidad de que exista una alteración para que ocurra una invasión. Por otro lado, muchos autores consideran que la pérdida de cubierta vegetal

asociada a una alteración (natural o antrópica), es el factor más importante que promueve las invasiones en las comunidades naturales o seminaturales (Dietz *et al.* 1999, Duggin & Gentle 1998, Parker & Reichard 1998, Paynter *et al.* 1998, Gentle & Duggin 1997, Rose 1997, Williamson 1996, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989).

Los ecosistemas que han experimentado largos periodos de alteraciones bien de forma continua o intermitente, son considerados más resistentes a las invasiones y varias de las especies que los constituyen se consideran altamente invasoras (p.ej. la región Mediterránea). Pero incluso los hábitats sujetos a niveles de alteraciones antrópicas muy bajas, como las reservas naturales, muestran alguna susceptibilidad a las invasiones biológicas (Usher 1991). El único grupo de reservas naturales que parece no presentar especies introducidas corresponde a las áreas marítimas protegidas de la Antártida (Usher 1991).

**Tabla 3. Factores que explican la posible susceptibilidad de las islas oceánicas a las invasiones biológicas (adaptado de Loope & Mueller-Dombois 1989).**

#### **Evolución de los organismos insulares en aislamiento**

- Reducido número de especies, menor competencia.
- Ausencia de grandes herbívoros.
- Ausencia de hormigas, roedores, mamíferos carnívoros, reptiles, anfibios, enfermedades.
- Desarmonía de la flora y de la fauna: ausencia o rareza de familias de plantas o de órdenes de artrópodos.
- Dependencias en la germinación y la polinización.
- Reducida frecuencia e intensidad de los incendios.
- Ausencia de antagonistas generalistas.

#### **Alteración antrópica del ambiente insular**

- Colonización humana precoz, que ha llevado a una larga historia de introducciones.
- Área reducida, en relación a la potencialmente necesaria para acomodar una población humana muy considerable.
- Área relativamente amplia ligada a la agricultura, caza, etc.
- Contacto con los países occidentales; se sitúan en puntos claves del tráfico intercontinental.
- Debido a la pequeña dimensión, la utilización y alteración de los ecosistemas se extiende a toda la isla; la dispersión es rápida, con comunidades diferentes muy cercanas.

Otros factores que pueden estar relacionados con una mayor invasibilidad incluyen la fragmentación del hábitat (Suárez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992) y el estadio sucesional de la comunidad, en este caso siendo los estadios iniciales y los ecotonos más vulnerables

(Stromberg *et al.* 1997, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989). No obstante, muchos autores consideran que aunque está por probar que existen comunidades más susceptibles debido a diversos motivos, incluso diferencias relativas a la presión de propágulos (Wiser *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Brown 1989).

En general, muchos **tipos diferentes de comunidades** han sido invadidas, a distintos niveles: templada cálida (+), subtropical, templada fría, tropical (-) (Le Floch 1991); hábitats méxicos (+), zonas áridas (sabana, matorrales secos) (-) (Stromberg *et al.* 1997, Rejmánek 1989); bosque tropical hiper-húmedo (más invadido en islas) (Whitmore 1991, Connant *et al.* 1997); comunidades tropicales complejas de peces (Fryer 1991); pantanos, humedales y estuarios (Philbrick *et al.* 1998, Turner *et al.* 1998); ambiente marino – un vasto número de organismos, animales y plantas, principalmente asociados con las aguas de lastre (Ruiz *et al.* 1997, Ribera & Boudouresque 1995).

También se ha mencionado que las condiciones abióticas afectan a la invasión en diferentes comunidades: los niveles de nutrientes en el agua/suelo, la disponibilidad de luz (Gentle & Duggin 1998, Madsen 1998, Wiser *et al.* 1998), la pluviosidad (Lonsdale 1993); las alteraciones en la topografía o en la estructura del paisaje (Hutchinson & Vankat 1998, Thomas 1998).

Ha sido sugerido también, que las especies invasoras podrían interactuar entre sí de un modo positivo, facilitando su establecimiento mutuo. En este caso, existiría una sinergia que podría originar efectos más amplios que la simple adición de los efectos individuales de las especies aisladas. A ello se le ha denominado “*invasional meltdown*” (Simberloff & Von Holle 1999). Como ejemplo, la acción de muchos animales introducidos puede favorecer la dispersión de las plantas invasoras (Schiffman 1997).

### Modelos predictivos

Un factor muy importante en el éxito de una especie como invasora es la **presión de propágulos**. Ello se refiere, al número y frecuencia de las introducciones en el tiempo. Cuanto más propagada sea la especie por los humanos más probabilidades tendrá de ser registrada como introducida o establecida (Lockwood *et al.* 2005). Si se introducen propágulos repetidamente o de forma regular, se puede llegar a la naturalización, desde que las condiciones ambientales sean favorables (Le Floch 1991). Cuanto más grande sea el número de propágulos, tanto mayor será la probabilidad de que ocurra un establecimiento exitoso: más individuos implica mayor probabilidad de reproducción; mayor probabilidad de encontrar condiciones ambientales favorables, de sobrevivir al clima adverso y a la acción de los parásitos y patógenos (Williamson 1996). Además, **la oportunidad y el momento** afectan los resultados de las invasiones biológicas. La llegada a un nuevo ecosistema se enfrenta a varias circunstancias y eventos aleatorios (Crawley 1989): el efecto de fundador, la edad, la condición fisiológica, la probabilidad de morir antes de la reproducción, la abundancia de enemigos naturales o de vectores de dispersión, existencia de refugios, fenología de los recursos y estadio sucesional. Aunque conocemos las características que

podrían aumentar la probabilidad de éxito de las invasiones, todavía no es posible predecir los resultados de una invasión en particular (Maillet & López-García 2000). De este modo, hay pocas bases para predecir los resultados de una introducción en un hábitat particular, por lo que, hasta el final del **siglo XX**, la biología de las invasiones ha sido considerada como el estudio de **tendencias generales y de casos particulares**. El comportamiento de las introducciones individuales es imprevisible, una vez que existen diferencias importantes, por ejemplo, entre islas de un mismo archipiélago o entre especies del mismo género (Brown 1989). El **análisis de riesgos** ya forma parte de los procedimientos rutinarios y obligatorios que determinan, tanto la toma de decisiones relativas a las introducciones intencionadas, como en la elección de las técnicas de manejo más apropiadas, al menos en algunos países (Capdevila *et al.* 2006). Este tipo de análisis puede realizarse para estimar el potencial invasor de una especie, evaluar los riesgos asociados a vías de entrada, la vulnerabilidad de los sistemas receptores o las especies que deben entrar en las listas blancas. En este libro, se ha desarrollado y aplicado un análisis de riesgo a las especies invasoras de la Macaronesia, ya que se han incluido una serie de ítems o subcriterios de estudio, que tienden a valorar la capacidad invasora actual y futura de las especies consideradas.

### Impacto

Los estudios profundos acerca del impacto de las invasiones biológicas se han visto dificultados debido a que, en general, la investigación ha comenzado solamente después de que la expansión de la invasora sea ya considerable, y sólo para las especies que aparentan causar algún impacto (Parker *et al.* 1999). Además, factores de tipo estéticos o psicológicos por parte del público pueden influir en la evaluación del impacto de una invasora, sobrevalorándolo si se trata de una especie poco atractiva o nociva para el hombre, pero infravalorándolo en el caso de que la especie sea estéticamente atrayente o parezca que encaja bien en la comunidad invadida (Parker *et al.* 1999).

Las especies invasoras compiten con las nativas por los recursos limitados y alteran el funcionamiento del ecosistema o el régimen natural de alteraciones (Parker & Reichard 1998). Generalmente, en las invasiones que afectan de manera más dramática a los ecosistemas receptores, se ven envueltos organismos con una forma de vida no representada en la comunidad, o especies invasoras que alteran el régimen natural de disturbios (Parker *et al.* 1999, Walker & Smith 1997, Williamson 1996, Macdonald *et al.* 1989). El impacto de una especie invasora se puede detectar a cinco niveles (Parker *et al.* 1999): a nivel genético, en el ámbito de los individuos, en la dinámica poblacional, en la comunidad y en el ecosistema. Más concretamente, según el Libro Rojo de la IUCN ([www.redlist.org](http://www.redlist.org)), las EEI son responsables de poner en peligro al 5,4% de las especies con algún grado de amenaza (1284 especies de 23675).

Las invasiones por mamíferos en islas han sido considerablemente dañinas, especialmente en los casos en que se introdujeron **herbívoros** de gran talla y **predadores** en islas donde no existían con anterioridad (Mack *et al.* 2000, Usher 1991). De hecho, en referencia a las islas, el 27% de los mamíferos nativos se han extinguido después de la colonización humana y la introducción de especies comensales (Alcover *et al.* 1998). Los

depredadores introducidos son la causa más importante de las extinciones, siendo responsables del 42% del total de las extinciones de aves en islas y de la mayoría de los moluscos (Brown 1989). En las islas de Santa Helena y Ascensión (Océano Atlántico) y también en varias islas de los océanos Índico y Pacífico, se introdujeron mamíferos herbívoros que se dejaron libremente en las islas, lo que ha causado considerables impactos en la flora nativa (Ramakrishnan 1991, Melville 1979, Rauh 1979). Especies como la perca americana (*Micropterus salmoides*), la gambusia (*Gambusia* spp.), la cabra (*Capra hircus*), la rata (*Rattus* spp.), el zorro (*Vulpes vulpes*) y el gato (*Felis silvestris catus*), entre muchas otras, han tenido profundos efectos en la fauna y flora de los ecosistemas invadidos. Sin duda, los impactos de los vertebrados exóticos en ambientes insulares, con una fauna nativa pobre, son mayores que en zonas menos aisladas y de mayor superficie (Brown 1989, Macdonald *et al.* 1989). También para el caso de los invertebrados se han verificado reducciones en la riqueza específica como consecuencia de la introducción de especies exóticas, por ejemplo, de hormigas (Cole *et al.* 1992, Holway 1998b).

Respecto a las **plantas invasoras**, se conocen diversos impactos (Tabla 4). Los vegetales pueden formar híbridos con especies nativas próximas y en algunos casos el taxón introducido y el híbrido llegan a crecer y dispersarse más rápidamente que la especie nativa (Paiva 1999, Vilà & D'Antonio 1998, Macdonald *et al.* 1989). Pero, los problemas de hibridación no son exclusivos de las plantas, ocurriendo también en animales, como peces, aves, mamíferos e insectos (Usher 1991, Macdonald *et al.* 1989). Sin duda, las plantas invasoras son potentes agentes de alteración ambiental a escala local, regional y global (Turner *et al.* 1998).

**Tabla 4. Impactos de las plantas invasoras en los ecosistemas invadidos (según Parker & Reichard 1998, Turner *et al.* 1998, Blank & Young 1997, Duncan 1997, Wade *et al.* 1997, Walker & Smith 1997, Silva & Tavares 1995, Mitchell & Gopal 1991, Usher 1991, Williams & Timmins 1990, Macdonald *et al.* 1989, Vitousek & Walter 1989).**

- Originan manchas monoespecíficas, excluyendo la flora endémica y originando una reducción de la diversidad.
- Alteran los mecanismos básicos de funcionamiento del ecosistema (productividad, régimen hídrico, escorrentía y erosión, sedimentación y geomorfología, evapotranspiración, interceptación de la pluviosidad, infiltración).
- Alteran el régimen de disturbios (fuego, deslizamientos de suelo).
- Afectan el ciclo de nutrientes y la química del suelo (fijación de nitrógeno, consumo de nutrientes, adición de sales).
- Proporcionan nuevas fuentes de alimento para animales exóticos.
- Alteran la utilización del hábitat invadido para la fauna local (vertebrada e invertebrada).
- Causan el declive de los hongos micorrizógenos.
- Alteran el paisaje natural o tradicional con el que los humanos estaban familiarizados.
- Obstruyen caminos y causan alergias.

También fueran mencionadas impactos al nivel de los ecosistemas acuáticos (tabla 5), debido a la competencia entre especies, a la predación y a la alteración del hábitat (Leach 1995).

**Tabla 5. Impacto de las invasiones biológicas en ecosistemas acuáticos (según Findlay *et al.* 1998, Madsen 1998, Strayer *et al.* 1998, Kolar *et al.* 1997, Mitchell & Gopal 1991, Ramakrishnan 1991).**

#### **Manchas densas de plantas invasoras**

- Diminuyen el oxígeno disuelto;
- Aumentan la temperatura del agua;
- Aumentan las cargas internas de nutrientes;
- Originan una reducción de la diversidad en macro-invertebrados y una reducción en el crecimiento de los peces;
- Alteran los flujos hídricos;
- Originan consecuencias graves a nivel social en la circulación, la pesca, irrigación, higiene, provisiones de agua potable y en las estaciones de hidroeléctricas.

#### **Invasiones por bivalvos o zooplancton:**

- Alteran la abundancia relativa del bacterioplancton, fitoplancton e zooplancton;
- Alteran la calidad de la agua;
- Alteran las comunidades bentónicas;
- Alteran las cadenas tróficas.

En general, no existe un sistema de cuantificación y de comparación del efecto total de las especies invasoras (Parker *et al.* 1999). Se ha sugerido la utilización de un sistema que considere el área afectada, conjuntamente con la abundancia y el efecto de cada individuo de la especie invasora. Mientras que los dos primeros valores se pueden obtener con más o menos dificultad, no ocurre lo mismo para el efecto asociado. Además, mientras que un **investigador** pretenderá medir el impacto con el objetivo de testar hipótesis relativas al funcionamiento de las comunidades o de los ecosistemas, o para comprender que reglas rigen la invasión, el **gestor** de un espacio natural necesita medir el impacto con la intención de identificar las especies prioritarias y los lugares donde resulta más necesario la aplicación de medidas de control (Parker *et al.* 1999). Williamson (1998) sugiere algunos medios que permiten cuantificar el impacto de las plantas invasoras: el registro de las mismas en espacios naturales, la estimación del coste de las actuaciones de control, la valoración por un grupo de expertos de la tendencia de la especie a convertirse en nociva y el número de citas o registros del taxón en diferentes localidades.

Sin lugar a dudas, las invasiones biológicas causan también **impactos económicos** que en algunos casos son de escala considerable. Entre ellos cabe mencionar: pérdidas en el rendimiento potencial de las actividades humanas (agricultura, ganadería, marisqueo, pesca); daños en productos almacenados y en infraestructuras. Además, debe considerarse el coste asociado de las actuaciones de control destinadas a combatir las invasiones. Esto incluye todas

las medidas necesarias en relación con la cuarentena, la detección temprana, el control y la erradicación de estas especies. Globalmente, las EEI son responsables de pérdidas económicas del orden de cientos de millones de dólares en varios países (ver Capdevila *et al.* 2006). En Europa, por ejemplo, las inversiones mediante los programas LIFE de la Unión Europea (UE), han ascendido también a cientos de millones de euros. Además, algunos autores consideran que muchas de las epidemias que han afectado y afectan en la actualidad a la especie humana son, así mismo, el resultado de invasiones biológicas.

A pesar de todos estos conocimientos, ciertos autores afirman que sólo algunas invasiones han sido causa de extinciones, y también que las introducciones tienden a añadir especies y no a causar extinciones (Wade 1997, Pimm 1989). Esta opinión puede deberse al hecho de que el efecto real originado por una especie invasora en la comunidad invadida, es a menudo difícil de evaluar, en particular porque no hay información disponible sobre la estructura inicial de la comunidad y sus procesos ecológicos (Parker *et al.* 1999).

## Prevención

A lo largo de la historia de la humanidad han sido diversas las **razones y motivos** por las que se han producido introducciones (Capdevila *et al.* 2006). Se incluyen las actividades económicas: (agricultura, horticultura, especies ornamentales, silvicultura – producción de madera, mejora del suelo, freno a la erosión – pesca deportiva, actividad cinegética, control biológico de plagas), científicas o educativas (zoológicos, jardines botánicos, etc.) y aspectos estéticos o psicológicos (paisajismo, mascotas, jardinería, etc.). En realidad, la calidad de vida existente en muchos países depende en gran medida de las especies vegetales y animales introducidas. Esta dimensión humana es un elemento esencial a la hora de determinar qué frenos legales, financieros, y penales deben imponerse para disuadir las actividades comerciales y de transporte que conllevan alto riesgo (Jenkins 2001). En esta perspectiva, las ciudades son espacios focales de la economía global y puntos de entrada de gran cantidad de especies exóticas, mientras que la dispersión de muchas de estas especies, ocurre a través de medios de transporte o de corredores (Capdevila *et al.* 2006).

Por otro lado, las **introducciones accidentales** ocurren a través de varias vías (Capdevila *et al.* 2006). De entre estas vías, son muy claras las producidas mediante: cargamentos de productos agrícolas, madereros, flores, plantas y semillas; las especies incrustantes en cascos de embarcaciones; la descarga de aguas de lastre; la pérdida de barreras geográficas por obras de ingeniería; la importación de organismos vivos como vectores o agentes dispersores; los viajeros accidentales o polizones en medios de transporte a larga distancia (aviones o barcos); el transporte humano (antropocoria) en vehículos, equipos, ropa, calzado, etc.; el transporte de mercancías (contenedores); materiales de embalaje (maderas, cajas, etc.).

Algunos autores (Capdevila *et al.* 2006) consideran además las **introducciones de carácter negligente**, en las que no se persigue el establecimiento de una población naturalizada o silvestre, pero en las que no se toman las medidas necesarias para evitar el escape de la

especie. Los ejemplos, incluyen huidas de granjas, zoológicos, cultivos marinos, acuarios, etc.; así como la eliminación poco cuidadosa de restos de plantas ornamentales.

En la **regulación** referente a la entrada de especies exóticas, deben separarse claramente las importaciones de organismos que requieren mantenerse en cautiverio estricto (ej: en zoológicos o laboratorios de investigación), de las introducciones de especies cuyos ejemplares no son sometidos a cautiverio o cuarentena. En el primer caso, los riegos están ligados a la posibilidad de escape de los organismos y a su supervivencia en el ambiente externo. En el segundo caso, los riegos están relacionados con los posibles impactos que puedan generar esos organismos en los ecosistemas (Levin 1989). Adicionalmente, hay también que considerar la importancia de las introducciones accidentales e ilegales, ya que muchas de las invasiones biológicas más dañinas han ocurrido de este modo (roedores, termitas, muchas malezas y malas hierbas, plagas agrícolas, o la liberación ilegal de mustélidos por organizaciones de protección de los animales).

La emisión de **autorizaciones** para la importación de organismos se ha basado, fundamentalmente, en prevenir la entrada de especies reconocidas como dañinas para la agricultura, horticultura, silvicultura, ganadería y salud pública, quedándose en un segundo plano aquellas que generan impactos en la flora y fauna nativas.

En el caso de las plantas exóticas, las **listas negras** incluyen especies cuya importación no está permitida y las **listas blancas**, recogen plantas u órganos vegetales que pueden ser importadas para su uso. Para las especies que no aparecen en los listados, se emitirían permisos específicos. Los enfoques utilizados para las listas negras y las listas blancas difieren en filosofía. El uso de las listas negras presupone que la mayoría de las introducciones, con excepción de las que constan en la lista, son probablemente seguras. La utilización de una lista blanca implica que las especies listadas no serán un problema, pero las restantes constituyen un riesgo potencial. No obstante, esta filosofía restrictiva, es de difícil aceptación por varios sectores: los comerciantes de animales de compañía, coleccionistas, cazadores, agricultores, viveristas, acuariófilos y acuaculturistas. Por otro lado, debería existir una intención clara de ampliar las listas negras en combinación con el uso de las listas blancas, quedando los restantes casos sujetos a una autorización específica (Tabla 6).

Según Reichard (1997) la introducción de una especie debería ser prohibida hasta que se haya demostrado que presenta una baja probabilidad de convertirse en problemática. Los costes de evaluación deberían ser asumidos por el importador quien como compensación recibiría los derechos exclusivos de importación durante un determinado periodo de tiempo (Reichard 1997). Una vez evaluada la especie, se incluiría en la lista blanca o negra, lo que podría servir de orientación para futuras solicitudes. En Australia surgieron algunos problemas con el público y con los viveristas cuando se publicó la propuesta de prohibir la utilización de determinadas especies en jardines (Rose 1997b). Además, varios autores han sugerido que debe ser evaluado el papel de las especies nativas en relación con el desarrollo socio-económico, antes de se considerar la introducción de especies exóticas (Usher 1991). La legislación podría obligar al control de



una determinada especie y promover su regulación (Ashton & Mitchell 1989). Sin embargo, la prohibición de la utilización de una determinada especie será siempre una medida polémica y por lo tanto, debe basarse en sólidos fundamentos. En Portugal, la posesión y venta del jacinto de agua (*Eichornia crassipes*), se prohíbe mediante el Decreto-Ley 165/74 de 22 de abril, aunque es difícil llevar a la práctica esta medida (Paiva 1999).

El **CBD** requiere que los estados contratantes, en la medida en que es posible y apropiado, eviten las introducciones y controlen o erradiquen las especies introducidas que amenazan los ecosistemas, los hábitats o las especies nativas.

**Tabla 6. Algunos principios para la regulación de las importaciones/introducciones de organismos vivos (según Ribera & Boudouresque 1995, Levin 1989).**

- Introducciones deliberadas: autorización nacional exigiendo análisis de riesgos (comité científico nacional e internacional).
- Demostración, por la entidad interesada, de la necesidad económica y de la ausencia de alternativas (especies nativas).
- Evaluación de los riesgos asociados a la introducción.
- Evaluación del destino probable y de los efectos probables del material biológico.
- Recopilar y considerar otra información, incluyendo: las características de la especie introducida, los métodos de control y los objetivos de la introducción.
- No realizar introducciones cuando no existen estrategias de control viables.
- Estimular la aplicación de un código de buenas prácticas al nivel de las importaciones.
- Responsabilización de las entidades importadoras.
- Delimitación de regiones biogeográficas: control, descontaminación y cuarentena del material biológico transportado entre regiones.
- Seguimiento después de la introducción.
- Un plan para la contención biológica o física.
- Un plan para mitigar los posibles efectos secundarios adversos.

Existen muchos otros textos, emanados de varias entidades, pero que funcionan sólo como recomendaciones. La Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF 1971), requiere que las partes contratantes emitan certificados para la exportación de plantas y autoriza los gobiernos a impedir importaciones por motivos fitosanitarios. La Unión Europea (UE) también ha legislado para aumentar las exigencias fitosanitarias durante la circulación e importación de material vegetal (Graça *et al.* 1993). Por otro lado, la Directiva Hábitats (Directiva del Consejo 92/43/CEE) cuyo objeto es mantener y restablecer los hábitats naturales y la flora y fauna silvestres resulta poco específica, no mencionando en absoluto la posible regulación y prohibición de la introducción

deliberada de especies y tampoco abordando las introducciones accidentales. Hasta hace muy poco, la legislación no había previsto, en general, la necesidad eventual de aplicar medidas de control en el caso de existir fuga de seres vivos introducidos.

En algunos países la legislación relativa a la importación de especies es más completa, como en Alemania, Suiza, Nueva Zelanda y Australia. Sin embargo, incluso en Australia, donde la legislación es muy estricta, continúan naturalizándose de 20 a 30 especies cada año (Ribera & Boudouresque 1995). En Canadá, la legislación no ha tenido éxito en la prevención y el control de la introducción de especies indeseables, debido a un insuficiente empeño en la aplicación de la normativa. En los Estados Unidos, sigue aumentando la introducción de especies aún contando con una extensa legislación federal y estatal al respecto (Leach 1995). También en la Europa Central el número de neófitos ha aumentado a lo largo de las décadas de 1980/90, creciendo el número de plantas introducidas, en torno al 90% en 13 años (Pysek & Mandák 1997). Hasta finales del siglo XX, las leyes han resultado ineficaces para contener la ola de introducciones de malas hierbas nocivas ya que la legislación se ha centrado en una estrecha gama de plagas agrícolas, habiendo fracasado por lo general, en la prohibición de introducción de invasoras en áreas naturales (Daehler *et al.* 2004). En estas áreas, la prohibición de las invasoras mediante legislación, se realiza por lo general, sólo después de haber llegado a un punto donde probablemente el control sería demasiado caro o ineficaz (Reichard 1997).

En **Portugal**, el Decreto-ley nº 565/99 de 21 de diciembre limita la introducción en la naturaleza de especies exóticas de la flora y fauna, con excepción de las destinadas a la agricultura. Un anexo del Decreto enumera las especies exóticas de la flora y fauna que se considera que comportan riesgo ecológico, optando por el sistema de la lista negra. Por otra parte, el Decreto prohíbe genéricamente la introducción intencionada de especies exóticas en la naturaleza, con el objetivo de promover el uso de especies nativas adecuadas para los mismos fines. En cuanto a las introducciones accidentales, las medidas se definen en relación con el comercio de especies exóticas en lugares confinados, obligando a las tiendas y otras entidades que albergan estas especies en cautiverio, a la obtención de licencia y a seguir normas de seguridad mínimas como mecanismo de evitar las fugas.

En **España** los sistemas actuales de prevención muestran ciertas deficiencias (Capdevila *et al.* 2006). En primer lugar, las consideraciones ambientales constituyen sólo un pequeño componente de los procesos de toma de decisiones en materia de autorizaciones de nuevas introducciones. De este modo, los sistemas de prevención se centran principalmente en evitar la introducción de plagas y enfermedades. Por otra parte, la información sobre el itinerario por el que se introducen muchas especies sigue siendo incompleta. Existen restricciones a la importación sólo para un número limitado de especies y el aumento del volumen y la diversidad de las mercancías, abre nuevas vías de introducción, que no están reguladas por la legislación vigente. Por otra parte, el actual sistema de control e inspección no puede afrontar el incremento del flujo de mercancías en la frontera ya que las oficinas no cuentan con los recursos humanos, económicos y tecnológicos necesarios para tal fin. El servicio de inspección no se basa en modelos sólidos de muestreo estadístico y las sanciones aplicadas a las introducciones ilegales son insuficientes. En cuanto a la perspectiva jurídica, la introducción

de especies está regulada por al menos siete documentos legales diferentes, además de la recientemente aprobada Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Actualmente, los principios rectores de una estrategia de prevención se basan principalmente en el Convenio de Diversidad Biológica (CDB 2002) y en la Estrategia Europea para especies exóticas invasoras (Genovesi & Shine 2004). Según esta última, el enfoque deberá ser dirigido hacia la **precaución**. La falta de certidumbre científica acerca de las diversas consecuencias de una invasión no debería utilizarse como una razón para aplazar o para no adoptar medidas adecuadas de erradicación, contención y control.

La **educación** es una importante estrategia de prevención, ya que la participación del público es crucial para controlar y prevenir las invasiones biológicas (Colton & Alpert 1998, Williamson 1996, Cronk & Fuller 1995). Existe una considerable falta de conocimiento sobre los riesgos asociados a las introducciones de especies, especialmente para las plantas (Daehler 2008). En estudios realizados por Colton y Alpert (1998) se demostró que, incluso entre los ciudadanos con alta formación académica, sólo una minoría apoya la aplicación de un considerable esfuerzo para controlar las plantas invasoras. Sin embargo, en algunos casos, los esfuerzos dedicados a la educación y la inspección, han demostrado ser más eficaces que la cuarentena (Schneider *et al.* 1998). En este sentido, los espacios naturales pueden desempeñar un papel importante, si se integran en una estrategia global de educación. Finalmente, varias entidades a nivel internacional como la IUCN, CBD, o el Convenio de Berna, reconocen el valor de la educación ambiental como herramienta imprescindible para la prevención.

### Prioridades y estrategia de gestión

Debido a las dificultades en la aplicación de la normativa para la importación y prevención de introducciones accidentales, es necesario, en muchos casos, controlar las especies introducidas. En este sentido, el **seguimiento** de especies invasoras en determinadas zonas tales como carreteras, senderos y cursos de agua, permitirá una detección precoz de nuevas invasiones en su fase inicial de establecimiento (Reichard, 1997).

La **erradicación** podría ser la estrategia adecuada solamente para aquellas especies recientemente establecidas y de limitada distribución (Sharov & Liebhold 1998). En esos casos, el primer paso es reducir la tasa de expansión, objetivo que se puede alcanzar mediante la eliminación de pequeñas poblaciones satélites que se encuentran más allá del frente de expansión (Sharov & Liebhold 1998). Dado que la fase de latencia es generalmente larga (décadas), se podría desarrollar algún trabajo con el objetivo de determinar qué especies son capaces de avanzar hasta los estadios posteriores del proceso de invasión (Wade 1997). En esas fases más tardías la expansión podría ser exponencial y los costos para su contención se dispararían. Sin duda alguna, las especies exóticas serán más fácilmente **controladas en las fases iniciales**, aunque resulta imposible establecer *a priori* cuales podrían resultar más problemáticas (Woods 1997). Entretanto, siempre será más razonable controlar una especie en su fase inicial de invasión, particularmente, si ya ha sido considerada como problemática en otras regiones (Randall 1997). Según Wade (1997), **se deberían elaborar listados de las**

**especies exóticas presentes en una región**, y de entre ellas, elegir las que, potencialmente, aumentarían su área de distribución o su tamaño poblacional, considerándolas como el objetivo de las actuaciones de control. Por ejemplo, en Nueva Zelanda, se elaboró un listado con 65 especies consideradas como prioritarias, dado que ocasionaban impactos considerables en los ecosistemas nativos (Williams & Timmins 1990). Como regla general, solamente algunas de las especies introducidas en un área causan impactos significativos en la comunidad natural, por lo que es importante desarrollar y aplicar un instrumento analítico que permita identificar las especies inofensivas, aquellas que resultan potencialmente problemáticas, y las que están actualmente ocasionando impactos. Harris (1992) y Hiebert (1997), han propuesto sistemas de jerarquización de las especies introducidas en áreas naturales, basados en el nivel de impacto, en el potencial innato para resultar problemática, y en las posibilidades de éxito en su control.

En general, el manejo de las comunidades naturales donde se han introducido especies invasoras y donde están bien establecidas, ha seguido dos filosofías diferentes (Luken 1997): i) la manera tradicional, definida por el control de plagas y malas hierbas mediante la utilización de métodos de control químicos, físicos o biológicos, dirigidos contra las especies problemáticas siendo el éxito cuantificado en términos de mortalidad de la especie invasora; ii) una vía alternativa consiste en el desarrollo de medidas que combatan los procesos que han generado la gradual alteración del ecosistema siendo medido el éxito mediante el cambio en la abundancia de las especies nativas e invasoras implicadas. En efecto, se ha criticado la tendencia a concentrar la atención en los atributos y la gestión de los invasores individuales, y se ha planteado una alternativa más holística que se centra en los factores que incrementan la susceptibilidad del ecosistema a las invasiones biológicas. Es más, varios autores consideran que el control de las especies invasoras debe centrarse en el ecosistema y no en las especies, dado que debería considerarse como una parte integrante de un buen **manejo** de los recursos naturales (Edwards 1998, Rose 1997b, Woods 1997, Usher 1991, Williams & Timmins 1990).

El manejo de especies introducidas en las comunidades naturales ha seguido el principio de que el control de los invasores permitirá, con el tiempo, el establecimiento de un sistema en equilibrio dominado por las especies nativas, sin embargo, este resultado podría ser poco probable (Luken 1997). Para la recuperación de áreas degradadas el objetivo puede ser tan sólo la vuelta a la mejor situación posible, es decir, la restauración del ecosistema, y no el regreso a la situación original, con una absoluta ausencia de especies introducidas (Randall 1997, Rose 1997b). Asimismo, las medidas de manejo destinadas a eliminar especies introducidas deben considerar, conjuntamente, las especies nativas y las introducidas, con el objetivo de, gradualmente, constituir un sistema dinámico que satisfaga los objetivos concretos de la gestión (Luken 1997). El **éxito** de un proyecto de restauración de una área natural puede incrementarse mediante el reclutamiento de voluntarios y la implicación de la comunidad local, aunque guiada por profesionales (Rose 1997b). Los programas de control más efectivos han sido aquellos en los que se ha adoptado un **plan coordinado de manejo**, y en los que el esfuerzo se ha mantenido hasta alcanzar el objetivo establecido. Esos programas incluyeron la participación de personal profesional, de voluntarios y del público, y también campañas publicitarias, programas educativos y de investigación (Williams & Timmins 1990).

Por el contrario, la falta de planificación, los cambios en el personal y la fluctuación de los recursos financieros han llevado al fracaso (Tabla 7).

Finalmente, en general, se acepta que muchas especies exóticas no han causado impactos negativos. Así, la decisión de controlar una especie exótica debe ser adoptada en cada caso específico y tomando en consideración los aspectos sociales así como los valores puestos en cuestión, evitando un posible prejuicio contra las especies exóticas *per se* (Edwards 1998, Eser 1998, Kowarik & Schepker 1998).

**Tabla 7. Algunos principios para la regulación de los esfuerzos de control de especies invasoras, incluyendo la aplicación simultánea de medidas preventivas, de restauración y control (según Rose 1997b, Wade 1997, Ribera & Boudouresque 1995, Williams & Timmins 1990).**

- Evitar que se creen condiciones que agraven el problema: prevención de nuevas introducciones.
- Detectar nuevas invasiones y adoptar medidas para su inmediata erradicación: detección temprana y rápida respuesta.
- Minimizar su impacto cuando falla su erradicación: contención y control.
- Establecer prioridades de manejo respecto a especies, lugares y circunstancias.
- Formar y coordinar las diferentes entidades involucradas, especialmente aquellos que realicen la inspección en los puntos de entrada.
- Elaborar una lista de especies problemáticas en cada área o región.
- Cartografiar y estimar el tamaño poblacional y su impacto.
- Organizar la información sobre las especies exóticas, a partir de la bibliografía y de los expertos.
- Definir las especies invasoras prioritarias de acuerdo con su impacto y las posibilidades de éxito en su control.
- Desarrollar modelos ecológicos de las invasiones basados en sistemas de información geográfica.
- Definir una estrategia de manejo.
- Planear, ejecutar y vigilar el control utilizando varios métodos.
- Eliminar todas las exóticas en pequeñas áreas de gran valor ecológico.
- Dirigir los esfuerzos para las especies que causan mayores impactos, cuando haya alguna probabilidad de éxito.
- Restaurar las zonas invadidas utilizando técnicas específicas.

## El futuro

Las opiniones se dividen en cuanto al futuro. Algunos autores afirman que sin un esfuerzo para proteger los ecosistemas naturales, las especies exóticas proliferarán e

inundarán todos los ecosistemas, con excepción de los más resistentes. Otros hacen hincapié en el posible papel de las especies exóticas en una biosfera alterada (Ribera & Boudouresque 1995, Saxena 1991, Brown 1989). Según Sukopp (1998), la mayoría de las especies naturalizadas persistirán y formarán parte de la flora originando nuevas comunidades. Esas especies tendrían más posibilidades de sobrevivir y constituirían las bases para una nueva diversificación. En los países en desarrollo, los impactos de las estrategias de manejo de las invasoras tienen una relación directa con factores sociales y económicos. Por ello, se ha planteado la posibilidad de obtener un beneficio mediante la utilización de la biomasa aportada por esas especies como combustible, alimento, pienso, fertilizante, en el tratamiento de aguas y como materia prima (Ramakrishnan 1991, Vasudevan & Jain 1991).

La valoración de las funciones ecológicas de las especies exóticas ha sido mayor en los sistemas antrópicos y su valor podrá aumentar con la expansión de las áreas transformadas o con las alteraciones climáticas, si algunas especies nativas se perdiesen (Williams 1997). En relación con las plantas, puede ser inevitable una “vegetación sintética”, mezcla de especies nativas y exóticas (Rose 1997b). Sin embargo, las dudas permanecen respecto a la manera en que esa modificación de la comunidad original afectaría al mantenimiento de los mecanismos ecológicos que sustentan la biodiversidad.

No obstante, la Unión Europea, través de la Comisión Europea, ha publicado una Comunicación relativa a la necesidad de frenar la pérdida de biodiversidad -“Halting the loss of biodiversity by 2010 - and beyond - Sustaining ecosystem services for human well-being {SEC(2006) 607} {SEC(2006) 621}”. Uno de los puntos prioritarios definidos de manera muy clara en dicha comunicación, ha sido la urgencia en disminuir el impacto de las especies exóticas invasoras en la biodiversidad: “Reducir de modo substancial el impacto en la biodiversidad de la Unión Europea de las especies exóticas invasoras y de los genotipos exóticos”.

En este sentido, la Declaración Final de la “Conferencia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras, Madrid, 15 y 16 de enero de 2008” ha publicado las principales conclusiones generales que a continuación se resumen. La amenaza de las especies exóticas invasoras está creciendo exponencialmente, produciendo la extinción de especies nativas, el desequilibrio en los ecosistemas e impactos en la salud pública y en la economía, es por tanto, urgente responder a esta amenaza de forma eficaz. La prevención es la primera respuesta y la más deseable. En la mitigación, debe invertirse en la creación de sistemas de alerta temprana y de mecanismos de control inmediato de las EEI en las primeras fases de su desarrollo. Es prioritario el compromiso político y el desarrollo e implementación de una legislación específica para la prevención y lucha contra las EEI a nivel comunitario y nacional. Deben crearse códigos de buenas prácticas enfocados en la prevención y proponer el establecimiento de Comités Nacionales dedicados exclusivamente a las EEI. Es fundamental la coordinación entre centros de investigación y entes gubernamentales, debe instarse a la participación ciudadana y la educación ambiental debe ser considerada como una herramienta fundamental en la lucha contra las EEI.

Esperamos que estas orientaciones sean seguidas al corto plazo por los países y regiones participantes.