

As invasões Biológicas

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Curtis Daehler³

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, Hawaii, USA.

Introdução

A introdução de espécies exóticas e sua naturalização é hoje considerada como um dos mecanismos responsáveis pela alteração global da biosfera, originando modificações profundas na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas, uma homogeneização dos biota, uma redução da biodiversidade e a extinção de espécies endémicas (Huenneke 1997, Williamson 1996, Lodge 1993, Vitousek 1990, Vitousek *et al.* 1987).

As invasões biológicas e as introduções de espécies fascinam os biólogos há já longa data. Darwin, em 1859, no seu livro “A Origem das Espécies”, referia o facto de alguns animais domésticos, levados da Europa pelos navegadores, uma vez introduzidos na América e na Austrália, se terem multiplicado muito rapidamente, por vezes pondo em causa a sobrevivência das espécies autóctones.

Uma **invasão biológica** ocorre quando um organismo, de qualquer tipo, se estabelece num local para além da sua área de distribuição (Williamson 1996), ou seja, quando uma espécie coloniza e persiste numa área onde até então não havia habitado (Shigesada & Kawasaki 1997).

Existe, no entanto, alguma heterogeneidade no conceito de invasora. Por exemplo, Usher (1991), apresenta as seguintes definições: i) espécie introduzida - transportada intencional ou acidentalmente por acção humana, para uma zona fora da sua área de distribuição geográfica; ii) espécie invasora - espécie introduzida que aumenta o efectivo e a área ocupada na nova região, sem intervenção humana.

No entanto, deste modo, as invasões biológicas naturais não teriam enquadramento. Alternativamente, é possível utilizar o conceito de invasora como um critério geográfico, significando que uma nova área ou habitat foi colonizado; e, por outro lado, estabelecer várias fases do processo de invasão (Richardson *et al.* 2000).

Outros autores consideram como invasoras apenas aquelas espécies exóticas que colonizaram ecossistemas naturais ou semi-naturais (Cronk & Fuller 1995). Será talvez uma visão demasiado restrita, uma vez que as espécies introduzidas num habitat mais ou menos alterado podem, posteriormente, colonizar ecossistemas menos sujeitos à acção humana.

Por outro lado, Rejmánek (1995) separou os conceitos de invasora, infestante e colonizadora. Uma **infestante** (ou uma praga) é uma espécie que interfere negativamente com as actividades ou aspirações humanas, podendo ser nativa ou introduzida. Uma espécie **colonizadora** surge nas fases iniciais da sucessão ecológica, sendo posteriormente substituída - é a única categoria definida por características biológicas - podendo ser introduzida ou autóctone. Uma **invasora**, segundo o autor citado, é uma espécie proveniente de outras regiões, tratando-se de uma definição geográfica.

Ao longo da escala temporal geológica, a distribuição das espécies na superfície da Terra tem sido afectada por **alterações climáticas ou geomorfológicas de larga escala** (Vermeij 1991). Acompanhando essas alterações, as invasões biológicas têm sido uma componente importante do processo evolutivo, ao longo da história geológica, e incluem desde pequenas variações na área de distribuição de uma espécie, até invasões de dimensão continental (Huenneke 1997, Williamson 1996, Fryer 1991).

Depois do final da **última glaciação quaternária** (há 10000 a 15000 anos), o desenvolvimento das **actividades humanas** (agricultura, comércio, viagens intercontinentais) originou alterações consideráveis no ambiente global e estimulou o transporte de organismos vivos para novas áreas, propositada ou acidentalmente, com um aumento da incidência das invasões biológicas e a extinção de espécies nativas (Shigesada & Kawasaki 1997). Desde os primórdios da actividade agrícola que os humanos são um importante factor biogeográfico, influenciando e acelerando a expansão das plantas comensais (Le Floch 1991). Algumas dessas espécies foram introduzidas intencionalmente com fins alimentares, medicinais, ornamentais enquanto que outras são introduções acidentais, importadas como contaminantes agrícolas ou através de outros meios (Rejmánek *et al.* 1991). Isto é, as primeiras introduções associadas às actividades humanas ocorreram durante a Pré-história, incluindo o Paleolítico (Austrália), mas também ao longo da Antiguidade Clássica (Mediterrâneo); sem dúvida, trata-se de um evento generalizado a várias regiões, incluindo o Atlântico assim como o Pacífico (ver Capdevila *et al.* 2006).

No **século XVI**, a civilização europeia promoveu uma larga troca de seres vivos com as zonas tropicais, particularmente com as ilhas. Mais tarde, o grande desenvolvimento dos jardins botânicos, especialmente a partir de Inglaterra, levou à constituição de uma rede que facilitou uma troca mais sistemática de espécies entre regiões (Cronk & Fuller 1995). De facto, o século XVII foi um marco importante no processo de aclimação de espécies exóticas (Capdevila *et al.* 2006).

No **século XIX**, o padrão de colonização e comércio levou a um fluxo de espécies a partir da Europa e à criação de um número elevado de sociedades dedicadas à aclimação de espécies exóticas. No século XX, os meios de transporte aumentaram tanto em velocidade como em termos de capacidade de transporte de organismos vivos. Actualmente, porém, os fluxos comerciais são mais vastos e mais rápidos, e as espécies viajam em todas as direcções. **A maior parte das invasões biológicas são agora originadas pelas actividades humanas** (Williamson 1996). Mesmo em alguns casos em que se considera a invasão como natural, conclui-se depois que a expansão se deu, muito

provavelmente, devido a alterações no habitat provocadas pela acção humana (McCulloch & Stewart 1998). A imigração de novas espécies pela acção humana é mais rápida e extensa do que a causada pelos animais, pelo vento e pelas correntes marinhas (Mooney 2005, Raunkjaer 1936).

Apesar da existência de sistemas de quarentena, a expansão da população humana, o desenvolvimento de caminhos de ferro e a proliferação de estradas e veículos automóveis, as movimentações do solo, o comércio de espécies hortícolas e a fuga de exemplares de jardins, proporcionaram numerosas oportunidades para a introdução e dispersão de organismos vivos (Ernst 1998, Hodkinson & Thompson 1997, Rejmánek *et al.* 1991). Além disso, as áreas onde os ecossistemas naturais são directamente alterados pelas actividades humanas encontram-se em constante expansão, facilitando a invasão por espécies até aí mal sucedidas (Shigesada & Kawasaki 1997). Consequentemente, a taxa de introduções aumentou para valores sem precedentes (Huenneke 1997).

Os problemas relacionados com a invasão e a propagação das espécies, não têm um interesse meramente académico, mas revestem-se de uma grande importância para a **sociedade humana** (Mooney 2005). A maioria das espécies invasoras não tem sucesso; no entanto, o efeito cumulativo das espécies que de facto se tornam invasoras é grande. De facto, um número considerável de espécies invasoras tornou-se praga ou infestante, provocando prejuízos na agricultura, na pecuária e na silvicultura, e dificultando a gestão das áreas protegidas (Williamson 1996).

Para além disso, em alguns casos, é difícil resolver os problemas criados com a introdução de uma espécie, porque esta pode ser encarada como nociva por um sector da sociedade, mas como benéfica por outro sector. Assim, haverá que procurar estratégias de gestão destas espécies que satisfaçam os vários interesses da sociedade, o que nem sempre será fácil.

O **processo de invasão** varia de acordo com múltiplos factores, nomeadamente as características da espécie invasora, as características do ecossistema invadido, e as interacções com as espécies nativas (Lockwood *et al.* 2006). A maioria das invasões ocorre em habitats afectados pelas actividades humanas, particularmente, naqueles que são sujeitos a distúrbios acentuados, mas isso pode apenas reflectir o facto das espécies serem mais facilmente transportadas para esses locais (Williamson 1996). Sem dúvida, também ocorrem invasões em ecossistemas naturais, sujeitos a distúrbios naturais, sendo este o ponto central deste livro.

Em biologia das invasões, poderá ser útil abordar algumas questões gerais (Shigesada & Kawasaki 1997): quais as condições necessárias para que ocorra uma invasão; qual o modo como a invasão progride espacialmente e a que taxa; quais as características de um ecossistema sujeito a introduções sucessivas; quais as espécies que se tornarão invasoras; que tipo de habitat é mais susceptível a uma invasão em particular; qual o impacte causado pelo invasor no biota autóctone? No entanto, as previsões quanto ao resultado de uma nova invasão são pouco consistentes e pouco fiáveis (Williamson 1999).

Enquanto que as alterações globais de origem humana levaram ao declínio de muitas espécies, provocaram também a proliferação de muitas outras, originando por vezes

impactes consideráveis nas populações ou nos ecossistemas nativos. Apesar disso, a investigação em biologia da conservação agiu, em grande parte, isolada da biologia das invasões. A partir do momento em que se começou a defender a conservação de ecossistemas e não apenas de espécies ou populações, as espécies invasoras passaram a ter um interesse inerente à biologia da conservação. Isto levou a que a “ciência da raridade” se aliasse à “ciência da agressividade” (Parker & Reichard 1998).

A complexidade do estudo das invasões biológicas será ainda acrescida pela interacção deste fenómeno com todas as restantes alterações globais da biosfera (Huenneke 1997), nomeadamente, aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, aumento da radiação ultravioleta, alterações no clima, poluição por sulfatos, aumento da deposição de nitratos, fragmentação dos habitats, alteração no regime de distúrbios (fogo, hidrologia, etc.) e alteração das interacções bióticas.

Conceitos e definições

A questão, talvez mais importante, em biologia das invasões é a de determinar o que permite que uma espécie invada um ecossistema em particular (Parker & Reichard 1998). No entanto, questões mais básicas estão ainda pouco clarificadas. Por exemplo, em relação às plantas invasoras, Heywood (1989) alerta para o facto de, em muitas floras, não se explicitarem os motivos por que se considera uma espécie como autóctone ou introduzida, parecendo que esse critério foi copiado de autores anteriores ou baseado na intuição. De facto, é muitas vezes difícil distinguir entre nativas e introduzidas, entre casuais e naturalizadas. Para além disso, o número de termos utilizados é considerável: indígenas, nativas, autóctones, exóticas, importadas, introduzidas, não indígenas, alienígenas, arqueófitos, neófitos, etc. (ver Capdevila *et al.* 2006 para uma discussão recente).

A escala a que se considera a invasão tem igualmente variado. Uma espécie invasora pode ser nativa da região geográfica ou do país em questão, mas não da comunidade biológica em causa (Heywood 1989). A invasão de novas comunidades dentro da área de distribuição geográfica natural de uma espécie deve ser reconhecida, uma vez que o seu impacto pode ser tão sério como o das invasoras introduzidas mais nocivas (Rose 1997a).

Alguma desta confusão na definição de invasora poderá advir do facto de uma invasão biológica ser um **processo dinâmico** e não um acontecimento ou episódio localizado, ao longo do qual a população invasora atravessará várias fases (Deacon 1991). Assim, o processo de invasão tem sido dividido em várias fases (Figura 1).

Após a introdução, muitas espécies apresentam uma fase de latência relativamente longa, durante a qual o seu efectivo se mantém mais ou menos constante (Le Floch 1991). Alguns ambientes podem funcionar como refúgios, a partir dos quais uma espécie pode emitir os seus propágulos, quando as condições se tornarem favoráveis.



Figura 1. Estádios e transições no processo de invasão, no caso das invasões biológicas originadas pelas actividades humanas (baseado em Williamson 1996).

Uma vez naturalizada, a espécie pode entrar numa fase de expansão (Ribera & Boudouresque 1995): i) expansão ecológica - ocupação de diferentes biótopos; ii) expansão geográfica - aumento da sua área de distribuição.

Uma regra geral é a de que cerca de 10% das espécies introduzidas se tornarão naturalizadas, enquanto que 10% dessas se tornarão nocivas (Smith *et al.* 1999, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Leach 1995). Este valor serve de orientação geral, sendo comum que estes valores oscilem entre 5-20% (Williamson 1996).

Presentemente, as definições da União Internacional Para a Conservação da Natureza (IUCN), consideram que o termo invasor só se deve aplicar aquelas espécies que têm um impacte negativo na biodiversidade, constituindo a base para as definições utilizadas pela Convenção para a Diversidade Biológica (CBD). Neste livro, considerando como interesse fundamental a gestão, serão seguidas as definições básicas propostas pela CBD e a IUCN (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Comparação entre algumas definições relativas às espécies exóticas invasoras, de acordo com a IUCN e a CBD.

<p>IUCN Espécie nativa: uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior que ocorre dentro da sua área natural e de dispersão potencial.</p>
<p>IUCN Espécie exótica: uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior que ocorre fora da sua área natural e de dispersão potencial, incluindo qualquer parte, gâmeta, ou propágulo que possa sobreviver e reproduzir-se.</p>
<p>CBD Espécie exótica: uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior introduzida fora da sua área de distribuição natural, incluindo qualquer parte, gâmeta, semente ou propágulo que possa sobreviver e subsequentemente reproduzir-se.</p>
<p>IUCN Espécie exótica invasora: espécie exótica que se estabelece num ecossistema ou num habitat natural ou semi-natural, sendo um agente de alteração e ameaça para a biodiversidade nativa.</p>
<p>CBD Espécie exótica invasora: espécie exótica cuja introdução e/ou difusão ameaça a diversidade biológica.</p>

Espécies invasoras

Embora as **características** das espécies invasoras tenham sido amplamente estudadas, nenhuma investigação demonstrou a capacidade de prever, com confiança, o resultado de uma invasão específica.

De facto, ainda há dúvidas de que o estudo das características ligadas ao sucesso ou ao insucesso das espécies invasoras seja útil na previsão do resultado de uma invasão particular (Williamson 1999, Simberloff 1989, Noble 1989). Para além disso, uma espécie pode tornar-se invasora sem alterar as suas características, apenas devido a alterações no seu habitat. Assim, as características invasoras poderão funcionar como indicadores de risco e não como previsores definitivos.

Tabela 2. Comparação entre algumas definições relativas à introdução de espécies, de acordo com a IUCN e a CBD.

IUCN Introdução: o movimento, por um agente humano, de uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior, incluindo qualquer parte, gâmeta, ou propágulo que possa sobreviver e reproduzir-se, fora da sua área natural.
CBD Introdução: o movimento, por acção humana, indirecta ou directa, de uma espécie exótica fora do seu ambiente natural.
IUCN Introdução intencional: uma introdução efectuada de forma deliberada pelos humanos.
CBD Introdução intencional: movimento e/ou libertação deliberada, realizada por seres humanos, de uma espécie exótica fora do seu ambiente natural.
IUCN Introdução não intencional: uma introdução que resulta do uso que uma espécie faz dos humanos ou dos seus sistemas de distribuição, como vectores de dispersão, fora da sua área natural.
CBD Introdução não intencional: outros tipos de introdução não intencionais.

No caso dos **insectos**, a taxa de crescimento populacional, os hábitos alimentares, a amplitude dos intervalos de tolerância para os factores ambientais, a dimensão e a capacidade de dispersão, poderão ser importantes, mas não conclusivos, como indicadores da capacidade de invasão (Simberloff 1989).

Em relação aos **vertebrados**, foi sugerido que a comparação de espécies próximas, com diferentes níveis de sucesso, poderia trazer algumas ideias de análise (Ehrlich 1989). No entanto, espécies próximas podem ter níveis de sucesso muito diferentes e enquanto que uma pode ser invasora com sucesso, a outra pode ser uma espécie rara (Wade 1997, Williamson 1996). Ao nível dos vertebrados, os invasores tendem a ser originários de zonas continentais, extensas e não isoladas (Brown 1989).

Houve também tentativas para resumir as características das **plantas** invasoras (Baruch *et al.* 2000, Reichard 1997, Rejmánek, 1995, Ramakrishnan 1991, Noble 1989). Algumas dessas características incluem: árvores que atingem mais de 3 m de altura, (o que

engloba muitas plantas perenes); mecanismos eficazes de dispersão a curta e longa distância (através de aves, mamíferos, vento, água); maturidade precoce, elevada produção de flores, frutos e sementes com uma grande longevidade; reprodução vegetativa; elevada taxa de assimilação de carbono; tolerância ao ensombreamento; adaptações para o fogo; capacidade de aclimação ou plasticidade; produção de substâncias secundárias que são repelentes para os herbívoros.

Em relação às **plantas aquáticas** invasoras, foram sugeridas as seguintes características (Ashton & Mitchell 1989): reprodução vegetativa rápida; capacidade de regeneração a partir de fragmentos; independência parcial ou total em relação à reprodução sexuada; dispersão pelas actividades humanas; uma morfologia que resulta na maior área fotossintética possível, ocupando toda a superfície da água ou a zona eufótica; independência em relação ao substrato e ao nível da água; plasticidade morfológica e reprodutora; produção de um grande número de pequenas sementes.

Também foi sugerido que poderá existir uma relação entre o sucesso de uma espécie como invasora e a sua abundância e/ou a sua área de distribuição no habitat autóctone, ou com o número de zonas climáticas e o número de continentes invadidos (Le Floch 1991). Em várias situações, verificou-se que o **sucesso prévio como invasora** em outras regiões seria um importante atributo de um invasor bem sucedido (Maillet & Lopez-Garcia 2000, Goeden 1983). Isto poderá sugerir que a biologia do invasor seria mais importante do que as características particulares da comunidade invadida. No entanto, cada característica deve ser avaliada tendo em conta um habitat particular onde a invasão poderá ocorrer (Noble 1989). É o ecossistema invadido, tanto quanto as características da invasora que determinam o sucesso ou o insucesso. Também se considera que as espécies invasoras em habitats naturais poderão não depender dos mesmos factores que são importantes nas áreas alteradas (Parker & Reichard 1998). Em relação à genética, as espécies invasoras têm demonstrado um largo espectro de características (Williamson 1996).

No estudo das invasões, uma consideração cuidadosa do **habitat**, além de um estudo da história de vida do potencial invasor, poderão levar a conclusões mais sólidas do que a utilização de modelos preditivos baseados apenas nas características da espécie invasora (Noble 1989, Simberloff 1989). É improvável que sejamos capazes de fazer previsões acerca de uma invasão por uma espécie em particular (Milberg *et al.* 1999, Brown 1989, Ehrlich 1989). Em conclusão, a questão relativa à existência de um conjunto particular de características que estarão presentes numa invasora bem sucedida, poderá não ser pertinente, porque os factores que tornam uma bactéria uma invasora com sucesso, dificilmente se aplicarão a um peixe, e as razões que levam diferentes peixes ao sucesso podem ser completamente diferentes (Fryer 1991). Apesar do estudo das características que favorecem a invasão não ter atingido conclusões concordantes, a aplicação de modelos estatísticos a bases de dados que incluem espécies invasoras com e sem sucesso, geraram alguns protocolos de previsão com elevado nível de sucesso (Parker & Reichard 1998), incluídos no que actualmente se designa por **análise de risco**.

O habitat invadido

As **barreiras** que se opõem à invasão de um habitat por uma espécie exótica incluem factores abióticos e bióticos: competição com as espécies estabelecidas; acção de inimigos naturais no novo habitat; ausência de organismos co-adaptados (polinizadores, dispersores); os extremos e a sazonalidade do clima; o regime de distúrbios naturais; e a composição química do substrato (Simberloff & Von Holle 1999, Williamson 1996, Heywood 1989, Rejmánek 1989).

Uma das questões que se coloca em biologia das invasões é a possibilidade de existirem ecossistemas mais vulneráveis à invasão (Rejmánek *et al.* 1991). A “**invasibilidade**” é definida como o grau de susceptibilidade de uma comunidade ao estabelecimento de espécies externas, quer sejam indígenas ou não (Lavorel *et al.* 1999). Os dois factores mais geralmente referidos como influenciando o grau de susceptibilidade de uma comunidade são a riqueza específica e o regime de distúrbios (Williamson 1996, Simberloff 1989). A ideia de que as **ilhas** e os habitats alterados são mais facilmente invadidos, baseia-se no pressuposto de que habitats com um menor número de espécies serão mais susceptíveis às invasões (Simberloff & Von Holle 1999, Wiser *et al.* 1998, Brown 1989, Vitousek & Walker 1989, Moore 1979). No entanto, os estudos empíricos têm apresentado resultados contraditórios (Lavorel *et al.* 1999). Para além disso, a diferença em relação às ilhas será menos uma questão de vulnerabilidade, mas uma combinação de poucas espécies nativas, maior proporção do habitat alterado, e um maior entusiasmo para a introdução de exóticas no passado (Williamson 1996). Além disso, as espécies continentais invadem comunidades insulares mais facilmente do que *vice-versa*, apenas porque podem ter mais oportunidades para tal (Simberloff 1989). Por outro lado, as comunidades poderão ser mais facilmente invadidas por espécies pertencentes a um tipo diferente (grupo funcional), não previamente representado (Lavorel *et al.* 1999, Wiser *et al.* 1998, Deacon, 1991). Nas ilhas, tem-se verificado uma resistência mínima à invasão por certos grupos, capazes de explorar assim novos nichos ecológicos (Tabela 3).

Um outro factor importante no desenrolar das invasões biológicas será o **regime de distúrbios**, endógenos ou exógenos (Baruch *et al.* 2000, Di Castri 1991). Distúrbio é qualquer evento, relativamente discreto no tempo, que causa uma ruptura na estrutura do ecossistema, comunidade ou população e altera os recursos, a disponibilidade em substrato ou o ambiente físico (Hobbs 1989). Entretanto, não há completo acordo em relação à necessidade de ocorrerem distúrbios para que haja invasão. Vários autores consideram que as aberturas no coberto vegetal, associadas a distúrbios naturais ou antrópicos, são o factor mais importante na promoção das invasões por espécies introduzidas em comunidades naturais e semi-naturais (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).

No entanto, as regiões e os ecossistemas submetidos a longos períodos de perturbação contínua ou intermitente, são mais resistentes à invasão, e algumas das espécies que os constituem são consideradas como tendo elevado potencial invasor (*e.g.*

as da zona mediterrânica). Para além disso, mesmo habitats considerados como pouco alterados pelo homem, como sejam as reservas naturais, são sujeitos a invasões (Usher 1991). O único grupo de reservas naturais que parece não apresentar espécies introduzidas corresponde às Áreas Protegidas Marítimas do Antártico (Usher 1991).

Tabela 3. Factores na base de uma possível susceptibilidade das ilhas oceânicas às invasões biológicas (baseado em Loope & Mueller-Dombois 1989).

Evolução dos organismos insulares em isolamento

- Reduzido número de espécies, menor competição.
- Ausência de grandes herbívoros.
- Ausência de formicídeos, roedores, mamíferos carnívoros, répteis, anfíbios, e de doenças.
- “Desarmonia” na flora e na fauna: ausência ou rarefacção de famílias vegetais e ausência de ordens de insectos.
- Dependências para a germinação e polinização.
- Reduzida intensidade e frequência de fogos.
- Ausência de inimigos naturais generalistas.

Modificações antrópicas dos ambientes insulares

- Antiguidade da colonização pelo Homem, levando a uma longa história de introduções.
- Pequena área em relação ao potencial para suportar uma população humana considerável.
- Área relativamente grande dedicada à agricultura, à caça e a outras actividades.
- Contacto com os povos ocidentais - estão no cruzamento do tráfego intercontinental.
- Devido à pequena dimensão, a exploração dos ecossistemas e as alterações causadas estendem-se a toda a ilha; a dispersão é rápida, existindo várias comunidades diferentes mas espacialmente muito próximas.

Outros factores que podem estar relacionados com a susceptibilidade à invasão incluem a fragmentação do habitat (Suarez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992), o estado sucessional da comunidade, com os estados iniciais e os ecótonos considerados como mais susceptíveis (Stromberg *et al.* 1997, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989).

Por outro lado, foi igualmente relacionada a fragmentação do habitat com uma maior susceptibilidade à invasão, quer por animais, quer por plantas (Suarez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992).

O estágio sucessional da comunidade pode ser mais ou menos susceptível à invasão, nomeadamente em sucessões secundárias (Byrne 1992). Uma diminuição da susceptibilidade ao longo da sucessão ecológica é em geral admitida, mas nunca foi quantificada (Stromberg

et al. 1997; Rejmánek 1989), podendo apenas reflectir um maior aporte de propágulos nas fases iniciais de uma sucessão secundária. Por outro lado, algumas invasoras podem encontrar nos ecótonos condições óptimas para a colonização (Ramakrishnan 1991).

Entretanto, muitos autores questionam se realmente há comunidades mais susceptíveis do que outras, devido a várias razões, incluindo diferenças ao nível da pressão de propágulos (Wiser *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Brown 1989).

Em geral, muitos **tipos diferentes de comunidades** foram invadidos em diferentes graus: zona temperada quente (+), zona subtropical, temperada fria, tropical (-) (Le Floch 1991); habitats méxicos (+), zonas áridas (savana, bosque seco) (-) (Stromberg *et al.* 1997, Rejmánek 1989); floresta tropical húmida (mais invadida em ilhas) (Whitmore 1991, Connant *et al.* 1997); comunidades complexas de peixes tropicais (Fryer 1991); zonas pantanosas e estuários (Philbrick *et al.* 1998, Turner *et al.* 1998); ambiente marinho – um vasto conjunto de animais e plantas, principalmente associados à água de lastro (Ruiz *et al.* 1997, Ribera & Boudouresque 1995).

As condições ambientais abióticas também foram referidas como afectando a invasão em diferentes comunidades: nutrientes do solo/água, nível de luz (Gentle & Duggin 1998, Madsen 1998, Wiser *et al.* 1998); precipitação (Lonsdale 1993); alterações na topografia ou na estrutura da paisagem (Hutchinson & Vankat 1998, Thomas 1998).

Também foi sugerido que as espécies introduzidas poderão interagir de um modo positivo, facilitando o seu estabelecimento mútuo. Neste caso, existiria uma sinergia que poderia originar um efeito superior ao da simples adição dos efeitos individuais das espécies isoladas. Esta hipótese foi denominada “fusão invasora” (Simberloff & Von Holle 1999). Como exemplo, há que referir a introdução de animais a qual poderá favorecer a dispersão de muitas plantas invasoras (Schiffman 1997).

Modelos preditivos

Um factor importante no sucesso de uma espécie invasora é a **pressão de propágulos**, o que se refere ao número e à frequência das introduções ao longo do tempo. Quanto mais propagada for uma espécie por acção humana, maior será a probabilidade de ser registada como introduzida ou estabelecida (Lockwood *et al.* 2005). Se os propágulos forem introduzidos de um modo repetido ou regular, tal poderá levar à naturalização, se existirem condições ambientais favoráveis (Le Floch 1991). Quanto maior for o número de propágulos, maior será a probabilidade de um estabelecimento bem sucedido: mais indivíduos implicam maior probabilidade de reprodução; maior probabilidade de encontrar um habitat favorável e de sobreviver a condições adversas do clima e à acção de parasitas e patógenos (Williamson 1996).

Por outro lado, **o acaso e o momento** em que ocorre a introdução, afectam o resultado da mesma. A chegada a um novo ecossistema é influenciada por vários acontecimentos e circunstâncias aleatórias (Crawley 1989), nomeadamente um efeito de fundador, a idade, o estado fisiológico, a probabilidade de morrer antes de ocorrer a reprodução, a

abundância dos inimigos naturais ou de vectores, a existência de refúgios, a fenologia dos recursos, e o estado sucessional.

Os atributos que aumentam a probabilidade de sucesso são conhecidos mas não é possível fazer previsões acerca de casos individuais (Maillet & Lopez-Garcia 2000). Assim, há poucas bases para prever o resultado de uma determinada introdução num habitat particular, de modo que, até ao final do **século XX** a biologia das invasões foi considerada como o estudo de **tendências gerais e de casos particulares**. O comportamento de introduções individuais é de algum modo imprevisível, uma vez que há diferenças importantes entre as ilhas de um mesmo arquipélago ou entre espécies de um mesmo género (Brown 1989).

No entanto, a **análise de risco** está já presente nos procedimentos obrigatórios, de rotina que determinam as decisões relativas às introduções intencionais e à escolha da estratégia de gestão mais eficaz, pelo menos em alguns países (Capdevila *et al.* 2006). Este tipo de análise pode ser utilizado para estimar o potencial invasor de uma espécie em particular, para avaliar o risco associado a diferentes vias de introdução, para avaliar a vulnerabilidade do sistema receptor, ou para avaliar espécies que deviam ser incluídas em listas brancas.

Neste livro, foi desenvolvida e aplicada uma análise de risco, relativamente às espécies invasoras na Macaronésia, já que incluiu uma série de itens ou subcritérios de estudo, que tendem a avaliar a capacidade invasora actual e futura das espécies consideradas.

Impacte

Estudos rigorosos acerca do impacte das invasoras têm sido dificultados porque, em geral, a investigação é desencadeada apenas depois da ocorrência de uma expansão considerável da invasora, e apenas para aquelas espécies que aparentam já causar algum impacte (Parker *et al.* 1999). Por outro lado, factores estéticos ou psicológicos podem distorcer a avaliação do impacte de uma invasora pelo público, acentuado-o se a espécie for inestética ou directamente nociva para o Homem, ou amenizado-o se a invasora for esteticamente atraente ou aparentar ajustar-se à comunidade invadida (Parker *et al.* 1999).

As espécies invasoras podem competir com as espécies nativas por recursos limitados, alterar o funcionamento do ecossistema e o regime de distúrbios (Parker & Reichard 1998). As invasões biológicas que alteraram profundamente os ecossistemas receptores, envolveram organismos com uma forma de vida não representada na comunidade, ou espécies invasoras que alteraram o regime de distúrbios (Parker *et al.* 1999, Walker & Smith 1997, Williamson 1996, Macdonald *et al.* 1989). O impacte de uma espécie invasora pode ser medido a cinco níveis (Parker *et al.*, 1999): ao nível genético; nos indivíduos; na dinâmica populacional; na comunidade; e no ecossistema. Mais concretamente, de acordo com o Livro Vermelho da IUCN (www.redlist.org), as EEI ameaçam 5,4% das espécies em perigo de extinção (1284 em 23675).

As invasões por mamíferos em ilhas foram igualmente problemáticas, nomeadamente nos casos em que ocorreu a introdução de **predadores** e de **herbívoros** de

grande porte, em ilhas onde não existiam anteriormente (Mack *et al.* 2000, Usher 1991). Em relação às ilhas, 27% dos mamíferos nativos em sistemas insulares extinguíram-se, após a colonização humana, com a introdução das espécies comensais (Alcover *et al.* 1998). De facto, os predadores introduzidos são a causa mais importante das extinções, nomeadamente, 42% do total das extinções de aves em ilhas (Brown 1989). Nas ilhas de Santa Helena e Ascensão e em várias ilhas dos oceanos Índico e Pacífico, foram introduzidos mamíferos herbívoros que eram deixados livremente nas ilhas, o que causou um impacte considerável na flora autóctone (Ramakrishnan 1991, Melville 1979, Rauh 1979). Espécies como o achigã (*Micropterus salmoides*), a gambúsia (*Gambusia* spp.), a cabra (*Capra* spp.), o rato (*Rattus* spp.), a raposa (*Vulpes vulpes*), e o gato (*Felis silvestris catus*), entre muitas outras, têm tido efeitos profundos nas faunas e floras dos ecossistemas receptores. Não há dúvida de que os impactes dos vertebrados exóticos em ambientes insulares, com faunas autóctones pobres, são em média maiores do que em zonas menos isoladas e com áreas maiores (Brown 1989, Macdonald *et al.* 1989). Do mesmo modo, em relação aos invertebrados, foram registadas diminuições na riqueza específica das espécies nativas, após a introdução de espécies exóticas, nomeadamente no caso das formigas e dos moluscos (Holway 1998b, Cole *et al.* 1992).

No que respeita às **plantas invasoras**, são conhecidos vários impactes (Tabela 4).

Tabela 4. Impactes das plantas invasoras nos sistemas terrestres invadidos (baseado em Pickart *et al.* 1998, 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 & Walker 1989).

- Originam manchas monoespecíficas, excluindo a flora endémica e originando uma redução na diversidade.
- Alteram os mecanismos básicos de funcionamento do ecossistema, a produtividade, o regime hídrico, a escorrência e a erosão, a sedimentação e a geomorfologia, a evapotranspiração, a intercepção da chuva e a infiltração.
- Alteram o regime de distúrbios (fogos, deslizamentos de solo).
- Afectam o ciclo de nutrientes e a química do solo (fixação de azoto, consumo de nutrientes, adição de sais).
- Proporcionam novas fontes de alimento.
- Alteram a utilização do habitat invadido pela fauna, quer de vertebrados, quer de invertebrados.
- Levam ao declínio dos fungos micorrizais.
- Alteram a paisagem tradicional ou natural com que os humanos estão familiarizados.
- Obstruem caminhos e causam alergias.

Para além disso, as plantas invasoras podem cruzar-se com espécies indígenas próximas, e em alguns, casos o *taxon* introduzido e o híbrido podem crescer e dispersar mais rapidamente do que o *taxon* nativo (Paiva 1999, Vilà & D'Antonio 1998, Macdonald *et al.* 1989). No entanto, problemas de hibridação ocorrem não apenas em plantas, mas igualmente em animais, nomeadamente peixes, aves, mamíferos e insectos (Usher 1991, Macdonald *et al.* 1989). Sem dúvida, as plantas invasoras são potentes agentes de alteração ambiental às escalas local, regional e global (Turner *et al.* 1998). Por exemplo, a salvinia (*Salvinia molesta*) que coloniza cursos de água anteriormente sem plantas flutuantes; a tamargueira (*Tamarix* spp.), que com as suas raízes profundas coloniza locais onde as plantas nativas não têm capacidade de absorver água a níveis tão profundos do solo (DiTomaso 1998); a faia-das-ilhas (*Morella faya*) que no Havai invadiu os solos vulcânicos onde não havia plantas fixadoras de azoto (Vitousek & Walker 1989, Vitousek *et al.* 1987).

Foram também referidos impactes ao nível dos **ecossistemas aquáticos** (Tabela 5), devido à competição entre espécies, à predação e à alteração do habitat (Leach 1995).

Tabela 5. Impacte das invasões biológicas em sistemas aquáticos (baseado em Findlay *et al.* 1998, Madsen 1998, Strayer *et al.* 1998, Kolar *et al.* 1997, Mitchell & Gopal 1991, Ramakrishnan 1991).

Manchas densas de plantas invasoras:

- Reduzem as trocas de oxigénio e diminuem o oxigénio dissolvido;
- Aumentam a temperatura das águas;
- Aumentam as cargas internas de nutrientes;
- Originam uma redução da diversidade em macro-invertebrados e a uma redução no crescimento dos peixes;
- Alteraram os fluxos hídricos;
- Originam consequências graves ao nível social na circulação, pesca, irrigação, higiene, água potável e nas hidroeléctricas.

Invasões de sistemas aquáticos por bivalves ou por zooplâncton:

- Alterações nas abundâncias relativas do bacterioplâncton, do fitoplâncton e do zooplâncton;
- Alterações na qualidade da água;
- Alterações nas comunidades bentónicas;
- Alterações nas cadeias tróficas.

Em **reservas naturais** as invasões biológicas têm várias implicações, nomeadamente, o seu controlo absorve grande parte dos fundos, afectam as populações humanas dependentes, especialmente em sistemas aquáticos, e levam a uma redução da biodiversidade local (Usher 1991).

Em geral, não existe um sistema de quantificação e de comparação do efeito total das invasoras (Parker *et al.* 1999). Foi sugerido que um tal sistema devia incluir a área afectada, a abundância e o efeito individual da espécie invasora. Enquanto que os dois primeiros valores podem ser mais ou menos facilmente obtidos, o efeito não o será certamente. Enquanto que um **investigador** da biologia das invasões pretenderá medir o impacte com o fim de testar hipóteses acerca do funcionamento das comunidades ou dos ecossistemas, e acerca dos factores que inibem ou facilitam a invasão, um **gestor** de uma reserva natural terá necessidade de medir o impacte para identificar as espécies alvo e os locais onde é mais ajustado actuar com medidas de controlo (Parker *et al.* 1999). Williamson (1998) sugere alguns meios que permitem quantificar o impacte de plantas invasoras: registos de plantas problemáticas em reservas naturais; estimativas de custo das operações de controlo; a tendência média para ser considerada como invasora atribuída por um painel de peritos; número de registos em diferentes localidades.

Sem dúvida, as invasões biológicas também causam **impactes económicos**, em alguns casos, a uma escala considerável. Estes, incluem as perdas de produção ao nível das actividades humanas (agricultura, pecuária, pescas), prejuízos ao nível dos produtos armazenados e ao nível das infra-estruturas. Para além disso, os custos associados às acções de controlo devem também ser considerados. Isto incluirá todas as medidas de quarentena, detecção precoce, controlo e erradicação destas espécies. Globalmente, as EEI são responsáveis por perdas económicas da ordem das centenas de milhões de dólares em vários países (ver Capdevila *et al.* 2006). Além disso, na Europa, por exemplo, o investimento realizado através do programa LIFE, gerido pela União Europeia, ascendeu a centenas de milhões de Euros. Por outro lado, alguns autores consideram que muitas das epidemias que afectaram ou afectam a humanidade, são o resultado de invasões biológicas.

Apesar de tudo, alguns autores afirmam que apenas um número reduzido de invasões causaram extinções, e também que as introduções tendem a adicionar espécies e não a causar extinções (Wade 1997, Pimm 1989). Essa opinião poderá dever-se ao facto de que os reais efeitos de uma invasora na comunidade invadida são muitas vezes difíceis de avaliar, porque não existe informação de base acerca da estrutura inicial da comunidade e dos processos ecológicos em curso (Parker *et al.* 1999).

Prevenção

Ao longo da história da humanidade, várias razões e motivações justificaram a **introdução intencional** de espécies (Capdevila *et al.* 2006). Aquelas incluíam actividades económicas (agricultura, horticultura, espécies ornamentais, silvicultura – madeira, melhoramento do solo, controlo da erosão – pesca, caça, luta biológica contra pragas, etc.), actividades científicas e educacionais (jardins zoológicos, jardins botânicos, etc.) e motivos estéticos ou psicológicos (alteração da paisagem, animais de companhia, jardinagem, etc.). Na realidade, a qualidade de vida actual em muitos países depende em larga medida das espécies de plantas e animais que foram introduzidos. Esta dimensão humana é um

elemento essencial no momento de definir os mecanismos financeiros e penais que devem ser implementados para desencorajar as actividades económicas e as importações que envolvem elevados riscos (Jenkins 2001). Neste sentido, as cidades são os centros focais da economia global sendo por isso o ponto de entrada de muitas espécies exóticas, enquanto que a dispersão de muitas dessas espécies decorre através dos sistemas de transporte e ao longo de corredores (Capdevila *et al.* 2006).

Por outro lado, as **introduções acidentais** ocorrem através de vias diferentes (Capdevila *et al.* 2006). Estas vias incluem carregamentos de produtos agrícolas, madeira, flores, plantas e sementes; espécies incrustantes em embarcações; descarga das águas de lastro; importação de organismos vivos como vectores ou agentes de dispersão; “viajantes” acidentais em meios de transporte a longa distância (aeronaves, navios); antropocoria em veículos, equipamento, vestuário, calçado, etc.; mercadorias (contentores); material de embalagem (madeira, caixas, paletes, etc.).

Alguns autores (Capdevila *et al.* 2006) também consideram as **introduções negligentes**, quando não há o objectivo de estabelecer populações ferais ou naturalizadas, mas não se tomaram as medidas necessárias para evitar a fuga da espécie exótica. Exemplos incluem fugas a partir de unidades de criação de animais, jardins zoológicos, aquaculturas, aquários, etc., bem como a eliminação descuidada de plantas ornamentais.

Na regulamentação da entrada de espécies exóticas devem ser claramente separadas as importações de organismos a manter em cativeiro estrito (jardins zoológicos, laboratórios), das espécies que não serão mantidas em cativeiro estrito ou em quarentena. No primeiro caso, os riscos estão ligados à possibilidade de evasão dos organismos e à sua sobrevivência no ambiente externo. No segundo caso os riscos estão ligados aos possíveis impactes do organismo nos ecossistemas (Levin 1989). Adicionalmente, há também que considerar a importância das introduções acidentais e ilegais, já que muitas das invasões biológicas mais destrutivas ocorreram deste modo (ratos, térmitas, muitas infestantes e pragas agrícolas, mustelídeos libertados por organizações de defesa dos animais).

A emissão de **autorizações** para a importação de organismos baseou-se, quase inteiramente, em evitar a entrada de espécies reconhecidas como ameaças para a agricultura, horticultura, silvicultura, pecuária e saúde pública, negligenciando-se os impactes na flora e fauna nativas.

No caso das plantas, recorreu-se a **listas negras** de espécies que é proibido importar e a **listas brancas** de plantas ou órgãos vegetais que podem entrar. Para plantas que não fazem parte das listas seriam emitidas autorizações específicas. A filosofia de utilização de listas negras ou brancas é diferente: uma lista negra assume que a maior parte das introduções, excepto as listadas, será segura. A utilização de uma lista branca implica que as espécies listadas nunca serão um problema, mas que as espécies não listadas são um risco potencial. Porém, esta filosofia, mais restritiva, é de difícil aceitação por vários sectores: a indústria dos animais de estimação, os coleccionadores, os produtores de caça, os agricultores, os viveiristas, os aquariófilos e as aquaculturas. No entanto, poderá existir um compromisso para alargar as listas negras em conjunto com a utilização de listas brancas, ficando os restantes casos sujeitos a uma autorização especial (Tabela 6).

Tabela 6. Alguns princípios para a regulamentação das importações/introduções de seres vivos (baseado em Ribera & Boudouresque 1995, Levin 1989).

- Introduções deliberadas: autorização nacional (comité científico nacional e internacional).
- Demonstração, pela entidade interessada, da necessidade económica e da ausência de alternativas (espécies nativas).
- Avaliação dos riscos associados à introdução.
- Avaliação do destino provável e dos efeitos prováveis do material biológico.
- Construção de base de dados, incluindo: as características da espécie introduzida, os métodos de controlo e os objectivos da introdução.
- Não realizar introduções quando não existem estratégias de controlo viáveis.
- Estimular a aplicação de um código de boas práticas ao nível das importações.
- Responsabilização das entidades importadoras.
- Delimitação de regiões biogeográficas: controlo, descontaminação e quarentena do material biológico transportado entre regiões.
- Monitorização depois da largada.
- Um plano para contenção biológica ou física.
- Um plano para mitigar os possíveis efeitos secundários adversos.

Segundo Reichard (1997) a introdução de uma espécie devia ser proibida até ser demonstrado que esta apresenta uma baixa probabilidade de se tornar problemática. O importador devia pagar os custos da avaliação, como troca pelos direitos de importação durante um determinado período de tempo (Reichard 1997). Uma vez a espécie avaliada, seria incluída numa lista branca ou numa lista negra, o que serviria de orientação para pedidos futuros. Na Austrália surgiram problemas com o público e com os viveiristas, quando se propôs a proibição da utilização de certas espécies em jardins (Rose 1997b).

Vários autores têm sugerido que o papel das espécies indígenas, em termos de desenvolvimento sócio-económico, deve ser avaliado antes de se considerar a simples introdução de espécies exóticas (Usher 1991). A legislação pode tornar o controlo de determinada espécie como obrigatório, e proceder à sua regulamentação (Ashton & Mitchell 1989). No entanto, a proibição do uso de uma espécie será sempre um processo contencioso, e não deverá ser aplicado senão com bases sólidas. Em Portugal, foram proibidas a posse e venda do jacinto-de-água (*Eichornia crassipes*), através do Decreto-Lei 165/74 de 22 de Abril, mas foi difícil implementar esta medida (Paiva 1999).

A CBD requer que os estados contratantes, dentro do possível e apropriado, previnam as introduções e controlem ou erradiquem as espécies introduzidas que ameaçam os ecossistemas, os habitats ou as espécies autóctones. Existem muitos outros textos, emanados de várias entidades, mas que apenas funcionam como recomendações.

A Convenção Internacional para a Protecção das Plantas (CIPF), requer que as partes contratantes emitam certificados para a exportação de plantas, e autoriza os governos a banir a sua importação por motivos fitossanitários. Foi também produzida legislação ao nível da Comunidade Económica Europeia e da União Europeia, no sentido de aumentar as exigências fitossanitárias durante a circulação e importação de material vegetal (cf. Graça *et al.* 1993). Por outro lado, a Directiva Habitats (Directiva do Conselho 92/43/CEE), cujo objectivo é manter e restabelecer os habitats naturais e a flora e fauna silvestres, é algo inespecífica, referindo-se à regulação e possível proibição da introdução deliberada de espécies, mas não abordando as introduções acidentais. Até há muito pouco tempo, a legislação não previa, em geral, a necessidade eventual de aplicar medidas de controlo, no caso de existir fuga de seres vivos introduzidos.

Em **alguns países** as leis relativas à importação de espécies são mais abrangentes, nomeadamente na Alemanha, Suíça, Nova Zelândia e Austrália. No entanto, mesmo na Austrália, onde a legislação é muito rígida, continuam a naturalizar-se cerca de 20 a 30 espécies por ano (Ribera & Boudouresque 1995). Também na Europa Central o número de plantas introduzidas continuou a aumentar nas décadas de 80/90, aumentando 90% em 13 anos (Pysek & Mandák 1997). Até ao final do século XX, a legislação foi considerada como ineficaz para travar a onda de introduções porque as leis relativas às espécies nocivas, centraram-se num grupo restrito de pragas agrícolas, e em geral falhou na proibição da introdução de invasoras em áreas naturais (Daehler *et al.* 2004). Quando se proibiu a introdução de invasoras em áreas naturais, através da legislação, foi apenas após terem alcançado um ponto onde o controlo seria provavelmente demasiado dispendioso ou ineficaz (Reichard 1997).

Em **Portugal**, o Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro pretende condicionar a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna, com excepção das destinadas à exploração agrícola. Um anexo ao referido diploma inclui as espécies da flora e da fauna não indígenas que comportam risco ecológico conhecido, optando pelo sistema da lista negra. Além disso, o diploma interdita, genericamente, a introdução intencional de espécies não indígenas na Natureza, visando promover o recurso a espécies autóctones aptas para os mesmos fins. Quanto às introduções acidentais, são definidas medidas relativas à exploração de espécies não indígenas em local confinado, sujeitando os estabelecimentos ou as entidades que as detenham a um licenciamento e ao cumprimento de normas mínimas de segurança como forma de prevenção.

Em **Espanha** os sistemas actuais de prevenção mostram uma série de fraquezas (Capdevila *et al.* 2006). Primeiro, as considerações ambientais constituem apenas um pequeno componente do processo de decisão relativo à autorização de novas introduções. Assim, os sistemas de prevenção estão principalmente centrados em evitar a introdução de pragas e doenças. Além disso, a informação acerca das vias de introdução de muitas espécies continua incompleta. As restrições à importação existem apenas para um número limitado de espécies e o volume e a diversidade crescente da mercadoria origina novas vias de introdução, as quais não se encontram regulamentadas pela actual legislação. Por outro lado, o sistema actual de inspecção e controlo não consegue fazer face ao referido

aumento no fluxo de mercadorias, porque os postos fronteiriços não dispõem dos recursos humanos, económicos e tecnológicos necessários, o serviço de inspecção não se baseia em modelos estatísticos sólidos de amostragem, e as sanções aplicadas às introduções ilegais são desajustadas. Entretanto, do ponto de vista legal, as introduções de espécies são reguladas por, pelo menos, sete documentos legais diferentes, bem como pela recentemente aprovada Lei 42/2007, do Património Natural e da Biodiversidade.

Actualmente, os princípios que orientam uma estratégia de prevenção, baseiam-se largamente na CBD (CBD 2002) e na Estratégia Europeia para as Espécies Exóticas Invasoras (Genovesi & Shine 2004). De acordo com esta última, a atenção deve centrar-se na **precaução**. A ausência de certezas científicas acerca das consequências diversas resultantes de uma invasão não deve ser utilizada como motivo para atrasar ou abortar a adopção de medidas adequadas de erradicação, contenção e controlo.

A **educação** é uma importante estratégia de prevenção, uma vez que a participação do público é crucial para controlar e prevenir as invasões biológicas (Colton & Alpert 1998, Williamson 1996, Cronk & Fuller 1995). Há um grande desconhecimento acerca dos riscos associados à introdução de espécies não indígenas, em especial plantas (Daehler 2008). Em estudos realizados por Colton & Alpert (1998), verificou-se que, mesmo em cidadãos com elevado nível de formação académica, apenas uma minoria apoia a aplicação de um esforço considerável para controlar as plantas invasoras. No entanto, em alguns casos, os esforços dedicados à educação e à inspecção poderão ser mais eficazes do que as quarentenas (Schneider *et al.* 1998). Neste âmbito, as áreas naturais poderiam desempenhar um importante papel, se utilizadas num esquema educativo. Finalmente, várias entidades, ao nível internacional (IUCN, CBD, e a Convenção de Berna) reconheceram o valor da educação ambiental como uma ferramenta obrigatória para a prevenção.

Prioridades e estratégia de gestão

Devido às dificuldades na implementação das leis de importação, e na prevenção de introduções acidentais, é necessário, em muitos casos, controlar as espécies introduzidas. Neste sentido, a **monitorização** de espécies invasoras em locais indicadores (estradas, caminhos pedestres, corredores ribeirinhos), permitirá uma detecção precoce de novas invasoras, ainda numa fase inicial (Reichard 1997).

A **erradicação** poderá ser aconselhada apenas para as espécies estabelecidas muito recentemente e com uma distribuição limitada (Sharov & Liebhold 1998). Nesses casos, a diminuição da taxa de expansão pode ser útil e é conseguida através da eliminação de pequenas populações satélite, para lá da frente de invasão (Sharov & Liebhold 1998). Uma vez que a fase de latência é em geral longa (dezenas de anos) poderá ser desenvolvido algum trabalho no sentido de determinar se a espécie avançará para as fases seguintes no processo de invasão (Wade 1997). Nessas fases, a expansão poderá ser exponencial e os custos para a sua contenção disparam. Sem dúvida que as espécies introduzidas serão mais facilmente **controladas na fase inicial**, mas poderá ser impossível estabelecer *a priori*

quais as espécies mais problemáticas (Woods 1997). No entanto, poderá ser razoável controlar uma espécie numa fase inicial da invasão, caso seja reconhecida como problemática noutras regiões (Randall 1997). Segundo Wade (1997), **devem listar-se as espécies exóticas de uma região**, e de entre esse conjunto, eleger as que potencialmente irão expandir a sua área ou aumentar em abundância, considerando-as como alvo de acções de controlo. Por exemplo, na Nova Zelândia, foi elaborada uma lista com 65 espécies consideradas prioritárias, porque causavam impactes consideráveis nos ecossistemas autóctones (Williams & Timmins 1990). Como regra geral, apenas algumas das espécies introduzidas numa área causarão um impacte significativo na comunidade natural, por isso será importante desenvolver e aplicar instrumentos analíticos que permitam identificar as espécies inócuas, as potencialmente problemáticas, e aquelas que estão já a causar impactes. Harris (1992) e Hiebert (1997) sugeriram sistemas de ordenação para espécies exóticas em áreas naturais, baseados no nível de impacte, no potencial inato para se tornar invasora, e na probabilidade de um controlo bem sucedido.

Em geral, a gestão das comunidades naturais onde as espécies introduzidas estão bem implantadas, decorre segundo duas influências filosóficas distintas (Luken 1997): i) o caminho tradicional, definido pelo controlo de pragas e infestantes, envolvendo a utilização de métodos de luta química, física ou biológica, dirigidos contra a espécie problemática - o sucesso é medido em termos de mortalidade da invasora; ii) um caminho alternativo que consiste no desenvolvimento de acções que contrariem os processos que levaram à alteração gradual do ecossistema - o sucesso é medido através das alterações nas abundâncias das espécies introduzidas e autóctones envolvidas. De facto, tem sido criticada a tendência para concentrar as atenções nos atributos e na gestão de invasoras individuais, sugerindo-se em alternativa uma aproximação mais holística, que permita determinar quais os factores que aumentam a susceptibilidade do ecossistema às invasões. Além disso, vários autores consideram que o controlo das espécies invasoras deve centrar-se no ecossistema e não nas espécies, uma vez que deve ser visto como uma parte integrante de uma boa **gestão** dos recursos naturais (Edwards 1998, Rose 1997b, Woods 1997, Usher 1991, Williams & Timmins 1990).

A gestão das espécies introduzidas nas comunidades naturais tem decorrido com base no princípio de que o controlo da invasora permitirá, eventualmente, a instalação de um sistema equilibrado, dominado por espécies nativas; no entanto, esse resultado é pouco provável (Luken 1997). Na recuperação de áreas degradadas, o objectivo pode ser o de regressar a uma condição apenas superior, em que haja uma recuperação do ecossistema, e não à situação original, com uma completa ausência de espécies introduzidas (Randall 1997, Rose 1997b). As medidas de gestão destinadas a eliminar espécies introduzidas devem considerar, conjuntamente, as espécies nativas e as introduzidas, com o objectivo de, gradualmente, constituir um sistema dinâmico que satisfaça os objectivos concretos da gestão (Luken 1997). O **sucesso** de um projecto de recuperação de uma área de vegetação natural baseia-se no encorajamento dos voluntários e no envolvimento da comunidade local, ainda que orientada por profissionais (Rose 1997b). Os programas de controlo mais efectivos foram aqueles onde se adoptou um **plano coordenado de gestão**, e em que o

esforço foi mantido até atingir o objectivo estabelecido. Esses programas incluíram a participação de pessoal profissional, de voluntários e do público, e ainda campanhas publicitárias, programas educativos e de investigação (Williams & Timmins 1990). Pelo contrário, a falta de planeamento, alterações no pessoal e flutuação dos recursos financeiros levaram a programas fracassados (Tabela 7).

Finalmente, é em geral aceite que muitas das espécies introduzidas não causam impactes negativos. Assim, a decisão de controlar uma espécie exótica deve ser tomada individualmente e pesando os aspectos sociais e os valores em causa, evitando-se um possível preconceito contra as espécies exóticas de *per se* (Edwards 1998, Eser 1998, Kowarik & Schepker 1998).

O futuro

As opiniões dividem-se quanto ao futuro. Alguns autores afirmam que, sem um esforço para proteger os ecossistemas naturais, as espécies exóticas irão proliferar e inundarão todos esses sistemas, com excepção dos mais resistentes.

Tabela 7. Alguns princípios para a regulação dos esforços de contenção de espécies invasoras, incluindo a aplicação, em simultâneo, de medidas preventivas, recuperadoras e curativas (baseado em Rose 1997b, Wade 1997, Ribera & Boudouresque 1995, Williams & Timmins 1990).

- Evitar a criação de condições que aumentem a gravidade do problema.
- Detectar novas invasões.
- Estabelecer prioridades de gestão em termos de espécies, locais e circunstâncias.
- Formar e coordenar as várias entidades envolvidas.
- Elaborar uma lista de espécies problema em cada parque / região.
- Mapear e estimar o seu número e impacte.
- Organizar a informação sobre as espécies introduzidas, a partir da bibliografia e de peritos.
- Definir as invasoras prioritárias com base no impacte e na probabilidade de controlo.
- Desenvolver modelos ecológicos das invasões, apoiados em sistemas de informação geográfica.
- Elaborar uma estratégia de gestão.
- Planear, executar e monitorizar o controlo, utilizando vários métodos de luta.
- Eliminar todas as exóticas em pequenas áreas de grande valor ecológico.
- Dirigir os esforços para as espécies que causam maiores impactes, quando há alguma probabilidade de sucesso.
- Restaurar as zonas invadidas utilizando técnicas específicas.

Outros porém, acentuam o possível papel das espécies exóticas numa biosfera alterada (Ribera & Boudouresque 1995, Saxena 1991, Brown 1989). Segundo Sukopp (1998), a maioria das espécies naturalizadas irá persistir e tornar-se parte da flora permanente, originando novas comunidades. Essas espécies terão maior probabilidade de sobreviver e constituir as bases para uma nova diversificação. Nos países em desenvolvimento, os impactos e as estratégias de gestão das invasoras têm directa ligação com a vida social e a economia, sendo, por isso, sugerido que se retire o maior proveito da biomassa proporcionada por essas espécies como combustível, fonte de alimento, em rações, como fertilizante, no tratamento de águas residuais e como matéria prima (Ramakrishnan 1991, Vasudevan & Jain 1991).

A valorização das funções ecológicas das plantas introduzidas tem sido maior em sistemas antrópicos, e o seu valor poderá aumentar com a expansão das áreas convertidas ou com as alterações climáticas, se algumas espécies indígenas se perderem (Williams 1997). Em relação às plantas, uma mistura de espécies nativas e naturalizadas – vegetação sintética – poderá ser inevitável (Rose 1997b). No entanto, permanecem dúvidas quanto ao modo como esse afastamento em relação à comunidade original, poderá afectar a manutenção dos mecanismos ecológicos que suportam a biodiversidade.

Entretanto, a União Europeia, através da Comissão Europeia, publicou uma Comunicação relativa à necessidade de travar a perda de biodiversidade: “Halting the loss of biodiversity by 2010, and beyond - Sustaining ecosystem services for human well-being {SEC(2006) 607} {SEC(2006) 621}”. Claramente, um dos tópicos prioritários definidos pela Comunicação foi a urgência de diminuir o impacto das EEI na biodiversidade. A comunicação orienta os membros no sentido de “Reduzir de um modo significativo o impacto das EEI e dos génotipos exóticos na biodiversidade da União Europeia”.

No mesmo sentido, a Declaração Final da “Conferência Europeia sobre Espécies Exóticas Invasoras, Madrid, 15 e 16 de Janeiro de 2008”, publicou as principais conclusões, as quais se resumem de seguida. A ameaça das EEI aumenta exponencialmente, levando à extinção de espécies nativas, causando desequilíbrios nos ecossistemas, e impactos na economia e na saúde pública, sendo urgente responder a esta ameaça de forma eficaz. A prevenção é a primeira resposta e a mais desejável. Em relação à mitigação, devem ser implementados sistemas de aviso precoce, assim como mecanismos para a imediata erradicação de EEI durante as fases iniciais do estabelecimento. Consideram-se como prioridades um compromisso político, bem como o desenvolvimento e a implementação de documentos legais relativos à prevenção e controlo de EEI na Europa aos níveis nacional e europeu. Devem ser criados códigos de boas práticas centrados na prevenção e devem ser estabelecidos comités nacionais dedicados em exclusivo às EEI. A coordenação entre centros de investigação e entidades governamentais é fundamental, a participação dos cidadãos deve ser estimulada, e a educação ambiental deve ser considerada como uma ferramenta fundamental no controlo das EEI.

Esperamos que estas orientações sejam seguidas num futuro próximo por todas as regiões e países intervenientes.