DEDALUS - ACERVO - EACH
23000034064

CARLA MORSELLO

ÁREAS PROTEGIDAS PÚBLICAS E PRIVADAS:
SELEÇÃO E MANEJO

2ª EDIÇÃO

ANNABLUME

ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
BIBLIOTECA
29073
U.S.P.

conseguir converter o dinheiro em moeda mais valorizada (*hard currency*) (MARES & OJEDA, 1984). Porém, os países desenvolvidos têm uma grande responsabilidade nesse processo porque, sendo os receptores desses produtos, são os motores que fazem funcionar o tráfico (FITZGERALD, 1989).

Considerando o grande impacto ambiental que a comercialização incontrolada de espécies silvestres tinha, foi realizada uma convenção em 1973, em Washington, que resultou na adoção da Convention on International Trade on Endangered Species (Cites), a qual entrou em ação a partir de 1975 (MACKINNON et al., 1986). O objetivo da Cites é proteger as espécies ameaçadas, ao mesmo tempo que permite o seu comércio. A filosofia do tratado não é proibir, mas sim gerenciar o comércio de produtos extraídos da natureza. Assim sendo, baseia-se na premissa de que o comércio controlado pode ser capaz de criar incentivos econômicos à manutenção das espécies.

Na Cites, as diferentes espécies são categorizadas segundo o grau de ameaça em diferentes "apêndices". No Apêndice I encontram-se as espécies cujo comércio é proibido, a não ser em situações especiais (demonstração e fins científicos). No Apêndice II, as espécies sob comércio condicional, pois necessitam de atenção. O Apêndice III tem a função de permitir que qualquer país inscreva uma espécie ameaçada localmente dentro de seus limites, embora possa não sê-lo no mundo todo (FITZGERALD, 1989).

A pesca corresponde à ultima forma de remoção de fauna, a qual também pode ter como objetivo a subsistência, o comércio ou o tráfico como animais de aquário.

Ainda mais que a caça, a pesca está distribuída amplamente em todas as sociedades do mundo. Mesmo em relação às áreas protegidas, em grande parte delas é permitida a pesca controlada em seu interior. Limites são impostos quanto à quantidade retirada, artefato de pesca, período do ano ou espécie. Nos Estados Unidos, por exemplo, em certos parques a pesca esportiva é feita apenas pelo sistema de *catch-release*, ou seja, o peixe é pego e logo a seguir devolvido a seu ambiente. Mesmo assim, há perda de certa porcentagem dos indivíduos injuriados, que varia segundo o tipo de ambiente.

No caso da pesca, as estimativas populacionais são ainda menos precisas que para animais terrestres. Em virtude disso, o manejo usualmente baseia-se em técnicas de estimativa por de amostragens parciais combinadas à modelagem matemática (MEFFE & CARROLL, 1997). Calcular a exploração sustentável das espécies é geralmente muito difícil, o que faz com que usualmente utilize-se nas áreas protegidas o controle da proibição de técnicas ou artefatos mais eficientes, como por exemplo as redes de pesca.

Tanto no caso da caça, tráfico, quanto na pesca, a retirada de animais pode ter importantes conseqüências ecológicas. Dentre outras, temos,

alterações nas taxas de herbivoria (DIRZO & MIRANDA, 1990; REDFORD, 1992); predação de sementes (REDFORD, 1992); dispersão de sementes (BODMER, 1989; REDFORD, 1992); predação (REDFORD, 1992); mudanças comportamentais (REDFORD, 1993; VERDADE, 1996); relação etária e sexual da população (REDFORD, 1993; VERDADE, 1996); estrutura genética (REDFORD, 1993), padrões de uso de hábitat (REDFORD, 1993; VERDADE, 1996) e transferência de nutrientes (REDFORD, 1992).

INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS

A introdução de espécies em locais fora de sua distribuição natural é uma preocupação importante na conservação de espécies e comunidades e, sendo assim, também nas áreas protegidas. "Exóticas", "invasoras", "estranhas", "não indígenas" e "não nativas" são vários dos nomes pelos quais essas espécies que produziram exemplos desastrosos para a conservação de hábitats naturais são conhecidas. Vários são os casos da perda de espécies nativas, mudanças na estrutura de comunidades e, até mesmo, alterações na estrutura física de ecossistemas que foram causadas por introduções (MEFFE & CARROLL, 1997). Essas introduções representam uma ameaça para as comunidades e para a biodiversidade do planeta, pois têm causado uma homogeneização da biota terrestre (LODGE, 1993).

A crescente preocupação quanto aos efeitos danosos da introdução de espécies é justificada. Entre as espécies classificadas como em perigo de extinção, aproximadamente 18% são consideradas ameaçadas por espécies invasoras (PRICE, 1990). As introduções também representam em algumas regiões um perigo à descaracterização de comunidades bióticas inteiras. Na África do Sul, por exemplo, a vegetação dos *fymbos* é atualmente composta por cerca de 31% de exóticas, enquanto na flora do Havaí e Nova Zelândia a porcentagem de introduzidas é de 50% (PRICE, 1990). Apesar disso, nem todas as introduções resultam em desastres, o que é uma grande sorte, já que há pouquíssimas áreas completamente livres dessas espécies (MEFFE & CARROLL, 1997), o que é verdadeiro também em relação a parques e reservas. Atualmente, é praticamente impossível encontrar qualquer área protegida sem espécies exóticas, já que a simples declaração de uma área como protegida não impede o processo de introduções de forma não intencional (LONSDALE, 1992; LONSDALE & LANE, 1994).

Muitas introduções, mesmo que intencionais, falharam por razões às vezes inexplicáveis. Em outros casos, a invasão teve sucesso, porém os efeitos em outros membros ou na comunidade como um todo são negligenciáveis. Mas existem casos desastrosos. Ilhas, por exemplo, são ambientes em que efeitos danosos de introduções são muito conhecidos (BEEBY, 1993). Quais são, portanto, as razões de base que determinam essas diferenças?

Embora exista um número crescente de estudos da dinâmica envolvida com a invasão de espécies,[124] não existem respostas conclusivas para a maior parte das características desse processo (LODGE, 1993). Apesar disso, o efeito das invasões depende, em grande medida, das espécies e comunidades que estão envolvidas. Algumas espécies têm maior chance de tornarem-se invasoras e certas comunidades de ser invadidas (MEFFE & CARROLL, 1997).

Certas características parecem favorecer uma espécie como invasora, as quais são resumidas no Quadro 10.

Esses atributos têm sido elaborados a partir da teoria ecológica e da observação das invasões que tiveram sucesso. No entanto, muitas análises quantitativas em relação a esses padrões têm rejeitado essas hipóteses (LODGE, 1993). O que parece é que o acaso tem grande importância, já que em alguns casos de introduções intencionais com a mesma espécie e em um mesmo local foram necessárias várias tentativas para alcançar sucesso (MEFFE & CARROLL, 1997). Além disso, alguns grupos parecem estar super-representados. Predadores, por exemplo, são reconhecidos como uma guilda importante de invasores, especialmente no contexto das ilhas, além do que, são causadores de grandes impactos. No entanto, o aparente "sucesso" dos predadores pode advir da dificuldade de documentar relações menos visíveis e/ou mais complexas, como por exemplo a competição entre espécies (LODGE, 1993).

O papel da competição entre espécies em determinar quais poderão tornar-se invasoras é objeto de estudos há muito tempo (MEFFE & CARROLL, 1997). Espécies semelhantes em características morfológicas e funcionais serão mais facilmente competidoras. Dessa forma, quanto maior o número de espécies em uma comunidade, maior é a chance de que exista um "competidor" para a espécie invasora e, dessa forma, menor a probabilidade que essa se estabeleça.

124. A dinâmica do processo de invasão de espécies passou a ser melhor conhecida principalmente após os trabalhos do SCOPE (Scientific Comitee on Problems of the Environment) As principais questões endereçadas pelo SCOPE foram: 1) quais fatores afetam o sucesso da invasão?; 2) quais características fazem de um lugar sujeito ou resistente às invasões?; 3) após responder às questões anteriores, como devem ser manejados os ambientes? (SMALLWOOD, 1994).

QUADRO 10 – Características usuais das invasoras de sucesso

- Altas taxas reprodutivas, espécies pioneiras, gerações curtas
- Período longo de vida
- Altas taxas de dispersão
- Reprodução vegetativa ou clonal
- Grande variabilidade genética
- Plasticidade fenotípica
- Distribuição ampla na natureza
- Generalista (em função do hábitat)
- Dieta ampla
- Comensal com o homem

Fontes: Lodge (1993); Meffe & Carroll (1997).

Além das características de invasora, a invasão depende da comunidade-alvo e, sendo assim, quais são as características daquelas mais suscetíveis? As características principais são resumidas no Quadro 11.

QUADRO 11 – Características das comunidades suscetíveis à invasão

- Características climáticas são semelhantes àquelas do hábitat original do invasor
- Estágios iniciais de sucessão
- Ausência de predadores para as espécies invasoras
- Ausência de espécies nativas semelhantes morfológica ou ecologicamente aos invasores
- Ausência de predadores ou pastadores na história evolutiva
- Ausência de fogo na história evolutiva
- Alterada por ação antrópica

Fonte: Transformado de Meffe & Carroll (1997).

Alguns autores sugerem que, geralmente, as características da comunidade distinguem melhor a possibilidade de invasão do que os atributos da espécie invasora. Essa comunidade "invasível" pode estar tanto empobrecida na riqueza de espécies, quanto em espécies relacionadas funcionalmente ou taxonomicamente à invasora (LODGE, 1993; SMALLWOOD, 1994). Ou seja, como visto anteriormente, guardadas outras diferenças, uma espécie tem maiores chances de invadir uma comunidade pobre em espécies do que uma rica (LODGE, 1993). Comunidades mais "sofisticadas", com maior saturação de espécies adaptadas a um grande número de competidores e predadores, teriam menores chances de ser invadidas e maiores de prover espécies invasoras.

Outra característica que pode determinar a possibilidade de invasão é o grau de distúrbio sofrido pela comunidade. A idéia geral é que comunidades que sofreram distúrbios têm maiores chances de sofrerem introduções (SMALLWOOD, 1994). No entanto, nem sempre isso é verdade. Em vários casos, os distúrbios não predispõem à invasão, podendo, inclusive, evitá-la. Queimadas, por exemplo, podem muitas vezes impedir a invasão de certas espécies (LODGE, 1993).

A falência em encontrar respostas definitivas para os fatores que determinam a invasão das espécies tem levado à conclusão de que as características tanto da espécie como da comunidade são importantes e, além disso, que muito nesse processo é aleatório. Após muito esforço de procurar as características que melhor distinguem uma espécie como boa invasora e uma comunidade como invasível, os trabalhos atuais de pesquisa têm tentado concentrar-se nas interações críticas entre invasor e comunidade-alvo. Ainda não se pode prever com confiança o resultado que terá a ocorrência de introdução de certa espécie, muito embora já possam ser feitas predições fortes e abrangentes, que no entanto necessitam de muito trabalho de pesquisa. A complexidade da interação entre espécie e comunidade – cada uma das quais é difícil de caracterizar – é a razão central dessa dificuldade de predição (LODGE, 1993).

DOENÇAS DA FAUNA SILVESTRE

Há muitos exemplos de parasitas[125] e doenças reportadas como causadoras de limitações populacionais drásticas e, inclusive, da extinção de espécies, entre os quais o mais famoso é aquele da raposa marsupial da Tasmânia (Austrália), *Thylaunius cyanocephalus* (MCCALLUM & DOBSON, 1995). Apesar disso, as doenças continuam a ser um tópico relativamente negligenciado em biologia da conservação, embora o interesse tenha aumentado a partir dos trabalhos pioneiros de Anderson & May no final dos anos 70 e da introdução, em 1987, de uma sessão especial sobre doenças no encontro anual da Sociedade para a Conservação Biológica (ANDERSON & MAY, 1978, 1979; HESS, 1994, 1997; LOYE & CARROLL, 1995; MCCALLUM & DOBSON, 1995).

Alguns autores dão uma grande importância ao tema. Hess (1997) acredita que atualmente as doenças são um dos principais fatores a serem

125. A definição mais comum de parasita usualmente engloba três critérios. Dependem, ao menos durante parte da vida, de um organismo hospedeiro, não somente para nutrição (1), mas também como habitat (2), e, conseqüentemente, constituem-se num custo extra (3). Porém, a definição não é rigorosa, dependendo muito mais de intuição que lógica (WYNNE-EDWARDS, 1986).

considerados na tentativa de conservar espécies ameaçadas. Para Aguirre & Starkey (1994), essas têm importantes implicações no manejo dos parques nacionais, embora isto não esteja refletido na política de áreas protegidas, nem mesmo nos Estados Unidos. Nesse país, pouca atenção é dada ao tema nas políticas de manejo de seus parques nacionais. Apesar disso, em levantamento realizado por esses autores, constatou-se que o problema das doenças nos parques norte-americanos tem sido subestimado e que o controle para evitar a introdução de novas doenças a partir da fauna doméstica tem sido ineficiente.

Em contraste com as doenças humanas e de alguns animais domésticos, as doenças da fauna silvestre são muito pouco conhecidas. Usualmente, os poucos estudos existentes baseiam-se em exames patológicos das carcaças de animais afetados. Nessa forma, são esquecidos os efeitos subletais que têm influência em fatores como a taxa de reprodução, a vulnerabilidade a predadores, a sobrevivência, a estrutura etária das populações e, portanto, na ecologia da espécie como um todo. Além disso, não são levados em conta outros fatores como as diferenças em relação à história de vida do animal, além da estrutura social e a dinâmica populacional temporal e espacial do hospedeiro. Ou seja, com essa forma de pesquisa chegamos muitas vezes a saber o bastante da patologia relativa a uma doença, embora não possamos prever como isso se traduz em aptidão do indivíduo e, portanto, as conseqüências ecológicas para certa comunidade (HOLT, 1993).

Os fatores usualmente envolvidos no surgimento e distribuição de doenças são a introdução de espécies exóticas, a introdução de uma espécie em áreas fora de sua distribuição geográfica normal e a movimentação rápida, mediada pelo homem, entre populações (HESS, 1997). Além destes, a alteração de hábitat também pode ter importância na dinâmica das doenças. Como exemplo, a introdução de bordas em certo ambiente florestal pode expor as espécies a novos parasitas. Ou então pode também causar problemas ao aumentar tanto as taxas de infestação de doenças já existentes em virtude, por exemplo, da reutilização de ninhos em aves, como pode aumentar a patogenia dessas doenças pelo declínio na qualidade do hábitat (LOYE & CARROLL, 1995).

Vários problemas estão associados ao estudo da epidemiologia de doenças na fauna silvestre. Muitas vezes, o impacto de uma doença é medido pela sua prevalência, ou seja, pela porcentagem da população em que o parasita está presente. Entretanto, esse é um indicativo pobre das conseqüências populacionais, já que não inclui os efeitos sobre as taxas de mortalidade e fecundidade (MCCALLUM & DOBSON, 1995). Testes definitivos para inferir o impacto das doenças são possíveis apenas com a manipulação de populações com um número de réplicas suficientes. Obviamente esses testes são difíceis de ser realizados, especialmente em