

Introdução de espécies: uma síntese comentada

Rosilene Luciana Delariva^{1*} e Angelo Antonio Agostinho²

¹Departamento de Biologia, Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), Universidade Estadual de Maringá, Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá-Paraná, Brazil. email:delariva@nupelia.uem.br. ²Universidade Paranaense/Unipar, Umuarama/Toledo-Paraná, Brazil. *Author for correspondence.

RESUMO. Nesta revisão, são apresentados e discutidos alguns aspectos da introdução e da transferência de espécies em diferentes ambientes, dando ênfase ao histórico, aos processos, e ao modo como as espécies foram introduzidas, além de alguns exemplos de impactos que essa prática pode causar sobre as comunidades nativas. Desde que o homem deixou de ser nômade, ele iniciou uma trilha de movimentação de espécies que deixou marcas das civilizações em todos os ecossistemas, modificando a distribuição natural das espécies. Atualmente, com a crescente demanda por alimentos e as facilidades proporcionadas pelos meios de transporte, essa prática tornou-se ainda mais exacerbada, aumentando os riscos de desaparecimento e extinção de espécies.

Palavras-chave: espécies exóticas, transferência de espécies, dispersão, extinção.

ABSTRACT. Species introduction: a commented synthesis. In this review, some aspects of species introduction and transference into different environment, giving emphasis to the historical background, the process and the way in which the species were introduced, as well as some examples of impacts that this practice may cause to native communities are presented and discussed. Since man quit being nomad, he started a trace of species movement that stamp civilizations in all ecosystems, modifying the species natural distribution. At the moment, with the increasing demand for food and the facilities provided by the transportation means, this practice has become even more exacerbate, increasing the risks of species disappearance and extinction.

Key words: exotic species, species transference, dispersion, extinction.

A definição de espécie introduzida como “qualquer espécie intencional ou acidentalmente liberada pelo homem em um ambiente fora de sua área de distribuição” é hoje utilizada em vários países e para os diferentes grupos de organismos (Drake, *et al.*, 1996). Dessa forma, do ponto de vista ecológico, independentemente da origem geográfica (intracontinental ou proveniente de outro país, continente ou zona zoogeográfica), a introdução é entendida como a inserção de um elemento totalmente novo em uma dada região (Agostinho e Júlio Jr., 1996).

A movimentação de seres vivos pela ação do homem, deliberada ou acidental, tem sido a fonte mais importante de alterações na distribuição natural das espécies desde o Pleistoceno (Cox e Moore, 1994). A história da humanidade, em particular quanto aos aspectos da ocupação e migração das populações, é importante fonte de explicação das introduções mais antigas. A quebra de barreiras

imputáveis a forças econômicas e sócio culturais, combinada com os processos de recente interdependência global da economia, urbanização, avanços da agricultura e outras causas de perturbações dos ecossistemas, acelera os processos de introdução de espécies, quer pelas pressões econômicas, quer pelas novas rotas para dispersões invasivas que as ações antrópicas proporcionam, com grandes prejuízos à diversidade biológica (Di Castri, 1996).

Dentro do contexto teórico, a introdução de espécies constitui um tipo de alteração ecológica que pode modificar a comunidade biótica na qual a espécie é inserida (Li e Moyle, 1981). As teorias ecológicas fornecem as bases para o entendimento de como a introdução de espécies pode alterar a comunidade receptora, bem como o grau de perturbações que elas podem causar. Um dos tópicos relevantes relaciona-se à teoria de nicho, cujos princípios podem explicar os notáveis equívocos de

várias introduções desastrosas. A oportunidade da introdução de muitas espécies foi decidida com base em recursos disponíveis no ambiente de interesse, baseando-se no recurso explorado pela espécie alvo em outros ambientes (“nicho vazio”). Essa decisão pode, no entanto, se revelar equivocada, visto que a espécie pode mudar sua dieta no novo ambiente. O fato de a expressão do nicho de um organismo poder ser limitada pelas restrições físicas, químicas e biológicas no meio, representando um processo interativo do organismo com o seu ambiente, recomenda cautela no processo decisório (Herbold e Moyle, 1986 *apud* Li e Moyle, 1993).

Além das condições ambientais, o desenvolvimento ontogenético e as diferenças individuais podem impor alterações nas dimensões do nicho. Quando uma nova espécie invade um ecossistema, alguns resultados são possíveis: (i) substituição de espécies; (ii) adição de espécies sem compressão de nicho de espécies similares; (iii) adição de espécies com compressão de nicho; (iv) múltiplas extinções de espécies, devido a alterações no ambiente ou na cadeia alimentar; (v) insucesso das espécies invasoras em tornar-se estabelecidas. Essas predições são baseadas nas teorias de similaridade limitante e ilhas biogeográficas de MacArthur e Levins, (1967) e MacArthur e Wilson, (1967) *apud* Li e Moyle (1993). No entanto, essas características, na maioria das vezes, não são levadas em consideração quando se propõe uma introdução.

Com base nas teorias acima descritas, alguns atributos do ambiente e das espécies invasoras influenciam na probabilidade de sucesso ou não das introduções (Pimm, 1996): a) ambientes isolados, com baixa diversidade de espécies nativas, são mais susceptíveis às introduções; b) as espécies exóticas têm maior sucesso quando as nativas não ocupam nichos similares; c) o sucesso da invasão aumenta com a similaridade física do ambiente entre a fonte e as áreas-alvos; d) espécies que habitam ambientes alterados e ambientes com uma histórica associação com o homem são mais bem sucedidas ao invadir ambientes modificados (Diamond e Case, 1986; Brown, 1996). Cabe aqui ressaltar alguns exemplos, como os ratos, os pardais, as pombas domésticas, que hoje causam inúmeros problemas em muitos centros urbanos.

Os processos históricos, os meios e os objetivos das introduções foram distintos em diferentes ambientes. Dessa maneira, abordaremos ambientes e grupos de organismos separadamente.

Ambientes terrestres

Plantas. Historicamente, podemos detectar distintas fases nos processos de introdução, como os efeitos

do homem pré-histórico na vegetação, o período da expansão colonial, a fase da agricultura moderna e a recente maciça degradação da vegetação acoplada à demanda de recursos. No entanto, essas fases cronológicas não são as mesmas nas diferentes partes do mundo. Originalmente, a introdução de plantas deve ter atendido ao andar errático das tribos nômades. Mais tarde, acompanhou a expansão dos povos agrícolas mais sedentários em novas áreas, à medida que a população aumentou. Quando as rotas comerciais foram desenvolvidas, houve aumento não somente na introdução de plantas, mas também nas distâncias para as quais eram transportadas (Allard, 1971).

Entre 11.000 e 9.000 anos atrás, o homem começou a cultivar as plantas, sendo esse avanço o início da agricultura. Capaz de produzir seu próprio alimento, ele passou de nômade para sedentário, dando origem às civilizações, onde o desenvolvimento da agricultura estava ligado à movimentação de espécies de uma região para outra (Bolen e Robinson, 1995). Exemplos são a civilização egípcia, que teve no trigo sua fonte de estabilidade, a babilônica com a cevada, a chinesa com o arroz, e o Novo Mundo com o milho. Com a descoberta do Novo Mundo, culturas como milho, mandioca, batata, amendoim, tomate, fumo, abóbora, feijão e outras foram introduzidas no Velho Mundo, onde se incorporaram ao consumo humano. Por outro lado, culturas como trigo, arroz, cevada, centeio, aveia, cana-de-açúcar, algumas frutíferas, hortaliças, forrageiras, entre outras, foram introduzidas no Novo Mundo, assumindo também destacado papel na alimentação dos povos americanos (Allard, 1971).

Em algumas partes do mundo, numerosas introduções de plantas ocorreram anteriormente à fase colonial, tendo sido elas praticadas pelos aborígenes em diferentes locais. Em períodos pré-colombianos, por exemplo, grãos de amarantus (*Amaranthus hypochondriacus*) foram um dos alimentos básicos no Novo Mundo, e milhares de hectares foram cultivados pelos incas e astecas (Stone, 1984 *apud* Heywood, 1996). A descoberta das Américas levou a grandes trocas de flora entre os continentes, sendo responsáveis por importantes impactos em diferentes ecossistemas do mundo. Esse fenômeno teve como agentes essencialmente os europeus, principalmente os franceses, portugueses, espanhóis, holandeses e ingleses. Assim, a extensão global em que a vegetação foi destruída ou modificada pela introdução de plantas de cultivo está relacionada à história da colonização. Nos trópicos da Ásia, os efeitos foram dramáticos, devido à extensão e duração do período colonial. Nas regiões tropicais

africanas e na América Latina, os efeitos nos ecossistemas, embora substanciais, foram menores que naquelas regiões.

Durante esse período, os jardins botânicos na Europa (Itália, França, Inglaterra, Holanda) se constituíam em focos de dispersão de uma considerável quantidade de plantas com objetivos ornamentais, medicinais e/ou estudos científicos. Eles foram criados, em muitos casos, como instrumento de expansão colonial e desenvolvimento comercial (Heywood, 1985 *apud* Heywood, 1996). Os grandes jardins botânicos tropicais instalados no sudeste da Ásia foram responsáveis pôr massivas introduções de plantas nessas região (café, fruta-pão, cravo, cacau, batata, etc.). Essas instituições estiveram mais relacionadas como pontos de origem ou centros de dispersão de espécies do que propriamente como jardins botânicos, no senso estrito (Heywood, 1996).

Os botânicos são, dessa forma, conscientes de que certamente não existe uma região do mundo onde a vegetação não tenha sido alterada pela atividade do homem, com as introduções de espécies alienígenas. A extensão e os padrões dessas introduções variam amplamente de uma região para outra; entretanto, estima-se que a percentagem de espécies introduzidas é menor nas regiões tropicais e maior no Canadá, Austrália e Nova Zelândia, alcançando quase 50% das espécies neste último país (Heywood, 1996).

A maioria das introduções, de forma geral, concentra-se especialmente no grupo das angiospermas e coníferas. As espécies envolvidas pertencem a uma ampla variedade de famílias, mas com notável destaque para Asteraceae, Fabaceae e Poaceae (Heywood, 1996). Parece que as angiospermas são as mais abundantes e, em termos de monocotiledônia/dicotiledônia, a proporção é de 1193:6218. Nas gimnospermas, as famílias mais relacionadas são a Pinaceae, com 32 espécies (20 só de *Pinus* ssp), e Cupressaceae, com 15 espécies. A nível de gêneros, *Cyperus* e *Euphorbia* encabeçam uma lista com 81 e 80 espécies, respectivamente, seguidos por *Solanum* (66), *Poligonum* (62), *Panicum* (57), *Ipomoea* (57) e *Acacia* (53) (Heywood, 1996).

Nos recentes anos, as mudanças causadas pelos impactos dos métodos modernos da agricultura têm alterado a paisagem cultivada e afetado também a flora introduzida, causando o aumento de algumas plantas daninhas e o declínio de outras. De uma lista de 18 espécies consideradas daninhas no mundo todo (Heywood, 1996): *Cyperus rotundus*, *Cynodon dactylon*, *Echinochloa crusgalli*, *Chenopodium album*, *Digitaria sanguinalis*, *Convolvulus arvensis*, *Echinochloa*

colonum, *Eleusine indica*, *Sorghum halapense*, *Imperata cylindrica*, *Eichhornia crassipes*, *Portulaca oleracea*, *Avena fatua*, *Amaranthus hybridus*, *Amaranthus spinosus*, *Cyperus esculentus*, *Paspalum conjugatum*, *Rottboellia exaltata*, dez são gramíneas, muitas delas tropicais.

No Brasil, a maioria das espécies cultivadas foi introduzida, primeiro, com os colonizadores, depois com os imigrantes. Esses agentes de difusão foram responsáveis pela introdução de diversas espécies, algumas das quais são hoje de grande importância para a economia do país, entre elas o café, a soja, o trigo e o milho. Além dessas espécies, utilizadas na agricultura, outras introduções são notáveis no campo ornamental, constituindo parte da flora presente nos jardins de casas e centros urbanos (Lorenzi e Souza, 1995).

Vertebrados. As primeiras introduções de vertebrados ocorreram como resultado da domesticação de animais e subseqüentes movimentos do homem primitivo. Entre as introduções bem documentadas estão a do cachorro (*Canis familiaris dingo*) na Austrália, a do rato da Polinésia (*Rattus exulans*) em muitas ilhas do Pacífico, e uma lista de sete espécies de lagartos no Havaí (Oliver e Shaw, 1953 *apud* Brown, 1996). A descoberta do restante do mundo pelos europeus e o desenvolvimento das viagens e do comércio ao redor do globo levaram a uma grande onda de introduções nos últimos séculos. Por exemplo, o rato-comensal (*Rattus rattus* e *R. norvegicus*), o rato-de-casa (*Mus musculus*) e o pardal (*Passer domesticus*) acompanharam os europeus quando eles colonizaram o mundo. Muitos vertebrados foram deliberadamente introduzidos por diversas razões. Entre estas, (i) fonte de alimento (o coelho, *Oryctolagus cuniculus*, na Austrália; o bode, *Capra hircus*, em Aldabra, e o porco, *Sus scrofa*, no Havaí); (ii) práticas desportivas (o veado vermelho, *Cervus elaphus*, na Nova Zelândia e América do Norte); (iii) controle biológico (a raposa, *Vulpes vulpes*, para controlar os coelhos, e o sapo gigante *Bufo marinus*, para controlar abelhas-dacana na Austrália); (iiii) estético (aves canoras no Havaí; o pardal doméstico, *Passer domesticus*, e o estorninho, *Sturnus vulgaris*, na América do Norte; o esquilo-cinza na Europa). Outras espécies foram importadas como domésticas e escaparam dos cativados (ex.: camelos, macacos, cavalos e bodes, na Austrália, peixes tropicais e pardais, na flórida) (Brown, 1996).

No Brasil, o histórico e a domesticação de algumas espécies animais, como os bovinos, os suínos e as galinhas domésticas, datam do início da colonização feita pelos portugueses, destacando-se os

períodos de Tomé de Sousa e Martim Afonso de Sousa. Já no início deste século e na década de 70, foram introduzidos coelhos, rãs, codornas, perus, gansos (Jardim, 1985; Cavalcanti, 1984; Englert, 1987; Vieira, 1986; Lima e Agostinho, 1992; Fabichack e Molena, 1985; Kupsch, 1985; Silva, 1987; Porto, 1994). Os javalis (*Sus scrofa*), originários da Europa e do norte da África, foram introduzidos no Uruguai e na Argentina e recentemente invadiram o Rio Grande do Sul, tornando-se pragas (Porto, 1994).

Uma grande percentagem dos animais citados é domesticada e criada em cativeiro. Perfazem quase que totalmente a produção animal consumida no Brasil. Ressalte-se, entretanto, que o escape e o posterior retorno às características silvestres de alguns organismos como faisões, codornas, gansos, etc. podem causar muitos danos ao ambiente. O javali, por exemplo, embora não introduzido diretamente no Brasil, tem causado intensas devastações, tanto econômicas como ecológicas, no Rio Grande do Sul (Porto, 1994).

Insetos. Aproximadamente 90% dos insetos introduzidos na América do Norte antes de 1820 foram besouros, muitos deles subterrâneos, oriundos do sudoeste da Inglaterra, transportados no lastro dos navios (Sailer 1983, *apud* Simberloff, 1996). Um meio similar de transporte entre a América do Sul e a América do Norte foi, entre o de outras espécies, o da formiga-fogo (*Solenopsis invicta*). Simberloff (1996) cita que os principais meios pelos quais os insetos foram introduzidos na América do Norte incluem, além dos navios, introduções de plantas e para controle biológico. A última categoria inclui 227 espécies.

No Brasil, uma das mais bem documentadas introduções de insetos foi a das abelhas. Em meados de 1840, foram trazidas as abelhas-alemãs (*Apis mellifera mellifera*) foram introduzidas, seguidas pelas italianas (*Apis mellifera ligustica*) nos anos de 1870 e 1880. Essas últimas se tornaram dominantes até a chegada das africanas. Em 1956, com a introdução da abelha-africana (*Apis mellifera scutellata*) e o posterior escape, iniciou-se a hibridação, invadindo toda a América do Sul (De Jong, 1990).

Ambientes aquáticos

A dispersão de organismos aquáticos, embora antiga, acentuou-se com as migrações globais dos últimos séculos. Assim, o movimento intencional de espécies pelo homem, e o não intencional daquelas associadas, seguiram essas migrações. No entanto, o movimento de muitas espécies aquáticas não foi, em

grande parte, documentado. Dessa forma, o significado da alteração da distribuição de espécies em rios, lagos e águas costeiras é normalmente subestimado (Carlton, 1989 *apud* Carlton 1992).

A aquíicultura é considerada como o principal mecanismo de dispersão de espécies exóticas para novos ambientes. Welcomme (1988) estima que 41% das 237 espécies de peixes que atravessaram fronteiras alcançaram novos ambientes por essa via. As espécies podem alcançar os ambientes aquáticos através de (i) escapes, pela água efluente dos tanques; (ii) acidentes, por rompimento ou transbordamento de tanques; (iii) soltura deliberada de indivíduos remanescentes nos tanques durante seu esvaziamento; (iv) descartes resultantes das atividades de manejo dos tanques (Agostinho e Júlio Jr., 1996). As estações de maricultura também são incluídas nessa modalidade. Os chamados *pesque-pague* e a piscicultura em tanques-rede são modalidades cuja prática vem se ampliando no Sudeste-Sul do Brasil e que apresentam grande potencial na dispersão de espécies alienígenas nos corpos de água dessas regiões.

Outros táxons que não os alvos acompanham freqüentemente as introduções, embora existam poucas informações documentadas a esse respeito. É típico encontrar uma grande variedade de organismos, incluindo a epibiota (epizóicos, epifitos), parasitas, patógenos e doenças nas espécies introduzidas. Água, detrito, sedimento, material empacotado, caixas de acondicionamento, aquarofilia e atividades de pesca também são responsáveis pela dispersão de muitas espécies fora de suas áreas de distribuição natural.

Plantas aquáticas. Aliados às viagens de explorações, o fascínio do homem pelos organismos estranhos e exóticos e o desejo de desenvolver novos marcos de objetos familiares no novo ambiente têm motivado muitas das introduções de plantas aquáticas em novos territórios. Seguidos a esse processo, o escape e a subsequente propagação têm-se repetido em muitas partes do mundo, e espécies, como *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*, são agora amplamente distribuídas em regiões tropicais e subtropicais do globo (Pieterse e Murphy, 1990). Sementes e frutos de plantas aquáticas que crescem junto aos cultivos irrigados e são distribuídos com o produto das colheitas para diferentes regiões, bem como o seu transporte casual através de barcos e máquinas e ainda o escape de lagos experimentais e jardins botânicos, têm aumentado as taxas de introduções dessas plantas.

Peixes. As introduções de peixes, embora venham sendo registradas desde a Idade Média, ganharam relevância a partir do final do século passado e foram intensas entre 1950 e 1985, quando, segundo Welcomme (1988), essa atividade envolveu cerca de 45% das 1.354 introduções até então registradas entre corpos de água de diferentes países. Entre as 237 espécies levantadas por esse autor, considerando-se apenas as introduções que atravessaram fronteiras, as mais amplamente disseminadas são a truta-arco-iris *Salmo gairdneri* (82), a tilápia *Oreochromis mossambicus* (66) e a carpa comum *Cyprinus carpio* (59). Esta, pioneira nas introduções, alcançou seu auge entre 1910 e 1940, sendo substituída pelas tilápias nas décadas de 50 a 70 (Welcomme, 1988). As introduções maciças, em geral coincidentes com as tentativas de desenvolvimento da aquicultura, mostraram tendência de decréscimo em todo o mundo a partir da década de 70.

O Brasil figura entre as principais nações neotropicais em relação a essas iniciativas. Ao contrário da tendência mundial, os picos de introduções, em nosso país, ocorreram a partir da década de 70, ressaltando-se, no entanto, que os primeiros lotes de carpa comum chegaram ao Brasil no final do século XIX e os de truta-arco-iris, no início do século XX. Desde então, foram introduzidas, pelo menos, 20 espécies, com diversos objetivos, principalmente para fins de cultivo.

Além das introduções originárias de outros continentes, registrou-se, a partir da década de 60, intensa translocação de espécies da bacia amazônica para bacias do Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil, geralmente com um estágio nas estações de piscicultura nordestinas. Nos cursos de água da bacia do rio Paraná, por exemplo, são registradas 13 espécies introduzidas, quase todas com o intuito de aumento do desenvolvimento da piscicultura e da pesca, como, por exemplo, a curvina (*Plagioscion squamosissimus*), o tucunaré (*Cichla monoculus*), as tilápias (*Oreochromis niloticus*, *Tilapia rendalli*), dentre as mais abundantes (Agostinho e Júlio Jr., 1996).

Impactos das introduções de espécies

A conservação dos recursos genéticos silvestres do mundo pode tornar-se dependente de uma pequena percentagem de área incluída nas reservas naturais. Nesse sentido, nas alterações dos ecossistemas pela introdução de espécies, apesar de elas poderem resultar em algumas melhorias econômicas, os riscos associados são altos, sendo, na maioria das vezes, considerados deletérios (Agostinho e Júlio Jr., 1996). Macdonald *et al.* (1996)

comentam sobre os impactos das introduções na estrutura e na função dos ecossistemas, listando duas categorias de mudanças estruturais que podem ser alteradas: redução da riqueza específica (extinção de espécies) e alteração do “pool” gênico através da ocorrência de híbridos.

As interrelações entre os organismos nos diferentes níveis tróficos em um ecossistema podem ser afetadas pela redução na abundância de uma única espécie, um efeito chamado “cascata trófica”. Exemplos disso foram as extinções de pássaros insetívoros no Havaí (Howart, 1983 *apud* Macdonald *et al.*, 1996) e da formiga-argentina (*Iridomyrmex humilis*) na flora nativa do Havaí (Medeiros *et al.*, 1986 *apud* Macdonald *et al.*, 1996).

A competição é um dos principais meios pelos quais as espécies introduzidas afetam as nativas (Agostinho e Júlio Jr., 1996), sendo constantes as causas de extinção (Diamond e Case, 1986). Correl (1982), *apud* Heywood (1996), cita *Casuarina litoranea*, nas Bahamas, como uma planta alienígena competitiva que produz efeitos tóxicos em muitas plantas nativas, impedindo sua reprodução. Espécies de *Eucaliptus* são amplamente utilizadas em projetos de reflorestamento na Espanha e em outras partes do globo, como o Brasil. O vigoroso crescimento e a competitividade dessas espécies constituem grandes ameaças para a vegetação nativa (Heywood, 1996).

Entre os vertebrados, um exemplo clássico é o da introdução dos coelhos (*Orytolagus cuniculus*) na Austrália, em 1859. Devido à sua alta capacidade proliferativa, ao alimento abundante e à falta de predadores naturais, esses animais disseminaram-se por quase todo o território australiano. Devastaram as pastagens, competindo com as espécies nativas, muitas delas de interesse econômico, como por exemplo o canguru (*Bettongia lesueur*), que foi exterminado da fauna local (Vieira, 1986; Brown, 1996). Outro exemplo foi o deslocamento do esquilo *Sciurus vulgaris*, no sul da Inglaterra pela introdução do esquilo *S. carolinensis* proveniente da América do Norte.

A predação talvez forneça o melhor exemplo de impacto das introduções nas espécies, sendo que o consumo de indivíduos das populações nativas altera a composição da população, e os efeitos a longo prazo dependem das respostas de cada comunidade. Efeitos imediatos dessas interações são o deslocamento espacial de microhabitats ocupados ou mudanças temporais na atividade.

Em ambientes aquáticos, os peixes ictiófagos fornecem alguns dos exemplos mais conhecidos de extinção de espécies em decorrência de introduções. A perca-do-Nilo (*Lates niloticus*), introduzida no Lago

Vitória, África (Barel *et al.*, 1985), e o tucunaré, (*Cichla ocellaris*) no Lago Gatun, no Panamá (Zaret e Paine, 1973), são exemplos clássicos. Essas introduções, geralmente realizadas com o intuito de fornecer opções à pesca esportiva ou profissional, são inicialmente bem-sucedidas. Com a depleção dos estoques forrageiros, seu rendimento na pesca tende a diminuir, como registrado no Lago Kyoga (Ogutu-Ohwayo e Hecky, 1991) e mais recentemente no Lago Vitória (Okemwa e Ogari, 1994). A introdução do tucunaré (*Cichla ocellaris*) no Lago Gatun exerceu perturbações em todos os níveis da cadeia trófica. Essa espécie é nativa do rio Amazonas e de seus tributários na América do Sul. No Panamá, foi introduzida em 1967, no Lago Gatun, onde resultou na eliminação de seis das oito espécies nativas comuns do lago e reduziu drasticamente a abundância das outras. Houve alterações também na grande quantidade de aves, zooplâncton, fitoplâncton, e mosquitos, que coincidiu com uma onda de malária na população humana.

Outra fonte de impactos são as doenças e os parasitos, que são, na maioria das vezes, introduzidos junto com as espécies-alvos. Devido ao fato de muitas famílias de animais apresentarem ampla distribuição ao redor do mundo, é provável que algumas doenças e parasitos trazidos pelos exóticos poderiam encontrar hospedeiros alternativos susceptíveis ao novo patógeno. Os patógenos de plantas causam sérias disrupções dos ecossistemas naturais. Os impactos devastantes do fungo *Cryphonectria parasitica*, da castanha, nas florestas da América do Norte, e do fungo de raiz *Phytophthora cinnamomi*, nas florestas de *Eucalyptus* australianas, são dois clássicos exemplos (Broembsen, 1996).

Alguns patógenos são generalistas e invadem diferentes tipos de ecossistemas naturais e uma grande variedade de espécies. A especificidade para o hospedeiro não é uma importante restrição para os generalistas. Outros causam doenças epidêmicas somente em grupos de espécies relacionadas (Broembsen, 1996). O ácaro *Varroa jacobsoni*, ectoparasita de crias e adultos de operárias e zangões de abelhas melíferas, tem como hospedeiro original a *Apis cerana*, uma abelha asiática que demonstrou equilíbrio na relação parasito-hospedeiro com esse ácaro. Com a importação de abelhas *Apis mellifera* da Europa para a Ásia, o ácaro passou a infestar também colônias dessa abelha. Esse ácaro tornou-se cosmopolitano em sua distribuição e hoje é encontrado em todas as regiões temperadas e tropicais do mundo, com exceção da África Central e África do Sul, Austrália e Nova Zelândia (Griffiths e Bowman, 1981 *apud* Corrêa-Marques, 1996),

constituindo atualmente grande problema para a apicultura mundial (Corrêa-Marques, 1996).

Introduções de camarões com objetivos de cultivo de áreas remotas para o Havaí, México, Equador, Brasil e América do Norte têm mostrado que certos patógenos, mais notavelmente os vírus IHHN, MBV e HPV (Infectious Hypodermal e Hematopoietic Necrosis Virus, *Monodon*-type Baculovirus, Hepatopancreatic Parvo-like Virus, respectivamente), podem ser facilmente transportados com cargas vivas de camarões. Essa prática de transportar estoques de camarões entre diferentes regiões resultou na introdução de cinco viroses onde antes não ocorriam, implicando conseqüências catastróficas para as indústrias e a aqüicultura (Lightner, *et al.* 1992).

Parasitos e patógenos são responsáveis por vultosas perdas na aqüicultura mundial. Assim, a septicemia hemorrágica viral (VHS), introduzida com farinha de peixe contaminada em cultivos de truta *Salmo gairdneri*, na Europa, é responsável por prejuízos de 40 milhões de dólares/ano. As tentativas de erradicação de *Aeromonas salmonicida* em fazendas de criação de peixes na Noruega custaram mais de 100 milhões de dólares (Stewart, 1991). A aqüicultura é, por outro lado, responsável pelo caráter cosmopolita atribuído a alguns parasitos como *Lernaea cyprinacea* e *Argulus foliaceus*.

Outro impacto deletério das introduções na estrutura dos ecossistemas são os efeitos genéticos, através de processos como a hibridação. Normalmente, espécies nativas de similar hereditariedade e distribuição (congêneres simpátricos) possuem características que asseguram sua integridade genética. Nesse contexto, a hibridação entre espécies congêneres é evitada através de mecanismos de isolamento, sendo assim mais provável a raridade que sua ocorrência abundante. Entretanto, quando uma espécie introduzida possui compatibilidade genética com as espécies locais relacionadas, altas taxas de hibridação podem ocorrer no novo ambiente (Arthington, 1991).

Alguns exemplos ilustram o perigo das introduções nesse sentido: a planta *Spartina alterniflora* foi introduzida acidentalmente na Inglaterra. No início de seu estabelecimento, ocorreu hibridação com uma espécie nativa, a *Spartina maritima*, produzindo um híbrido estéril, *Spartina x townsendii*. Entretanto, esse híbrido deu origem a um diplóide fértil, *Spartina anglica*, e essa espécie invadiu muitas áreas costeiras, causando impactos geomorfológicos e afetando as comunidades de plantas e animais que antes eram protegidos da erosão marinha (Macdonald *et al.*, 1996).

A abelha-italiana (*Apis mellifera ligustica*) tornou-se dominante no Brasil até a chegada das africanas. Em 1956, com a introdução da abelha-africana (*Apis mellifera scutellata*) e o posterior escape desta, iniciou-se a fase de africanização (hibridação). Em 1976, virtualmente todas as colônias de abelhas melíferas no Brasil tornaram-se africanizadas. De São Paulo, essas abelhas propagaram-se por toda a América do Sul e América Central, alcançando os Estados Unidos. Sua presença comprometeu a permanência das espécies nativas (Spivack, *et al.*, 1991; Rinderer *et al.*, 1993).

Os efeitos genéticos das introduções decorrem de alterações induzidas no “pool” gênico de espécies nativas. Assim, os impactos anteriormente mencionados podem levar a reduções populacionais que resultam em menor variabilidade genética e, eventualmente, na inviabilidade populacional. Em peixes, a introdução de um novo “pool” gênico no ambiente, pelo fato de a hibridação ocorrer com maior facilidade que em qualquer outro grupo de vertebrados (Purdum, 1993), pode resultar em alta incidência de híbridos férteis e eliminação do estoque parental (Holcik, 1991). Além disso, pode ocorrer a substituição de um “pool” gênico adaptado às condições ambientais locais por outro (Welcomme, 1988). Os cruzamentos podem ainda resultar em nenhum híbrido ou em híbridos estéreis ou debilitados.

A natureza irreversível desses efeitos genéticos torna-os particularmente importantes do ponto de vista conservacionista. Outro aspecto é que os híbridos têm exibido uma alta capacidade invasora. Os exemplos acima são prova disso. Essas novas combinações gênicas dificultam o controle, particularmente em relação às medidas básicas de biocontrole (Kluge *et al.*, 1986 *apud* Macdonald *et al.*, 1996).

As agências governamentais estão cada vez mais cautelosas, mas continuam a introduzir espécies sem mínima regulamentação em muitos países. Essas ações intempestivas, muitas vezes, levam a fracassos. As razões para isso, algumas intrínsecas de cada caso, incluem, em geral, uma variedade de fatores: (i) ausência de avaliações das características das espécies a serem introduzidas; (ii) liberação de número de indivíduos saudáveis insuficiente para assegurar o estabelecimento de populações viáveis; (iii) condições inadequadas de manuseio dos organismos antes de serem liberados; (iv) falhas no manejo das populações exóticas.

As razões alegadas para as introduções (produção de alimento, recreação e benefícios econômicos) são, sem dúvida, legítimas (Agostinho e Júlio Jr., 1996). No entanto, nenhuma delas pode ser realizada sem

risco (Gregory, 1992). Apesar dos muitos problemas causados pelas introduções, algumas translocações de organismos vivos são necessárias em termos econômicos, independentemente do grau de risco envolvido. Assim, considerável atenção deve ser dada às conseqüências finais de suas translocações e do estabelecimento em um novo ambiente, uma vez que alguns benefícios são, em geral, imediatos, enquanto os efeitos nocivos podem demorar a ocorrer (Philipp, 1991). Outro aspecto a ser considerado é que os efeitos nocivos são custosos e difíceis, se não impossíveis de serem revertidos, ocasionando, dessa forma, mais prejuízos que benefícios.

A introdução de espécies é uma questão de extrema importância, haja vista as conseqüências que dela podem derivar, devendo, portanto, ser tratada com maior rigor e responsabilidade pelos órgãos competentes. A preservação do patrimônio genético deve estar acima de qualquer interesse imediatista e inconseqüente.

Referências bibliográficas

- Agostinho, A.A.; Julio Jr, H.F. Ameça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21(124):36-44, 1996.
- Allard, R.W. *Princípios do melhoramento genético das plantas*. Rio de Janeiro: Programa de Publicações Didáticas: Usaid, 1971.
- Arthington, A.H. Ecological and genetic impacts of introduced and translocated freshwater fishes in Australia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48(1):33-43, 1991
- Barel, C.N.D.; Drit, R.; Greenwood, P.H.; Fryer, G. Destruction of fisheries in Africa's lakes. *Nature*, 315:19-20, 1985.
- Bolen, E.G.; Robinson, W.L. *Wildlife Ecol. Maneg.* New Jersey: Prentice & Hall, 1995.
- Broembsen, S.L. Invasions of natural ecosystems by plant pathogens. In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 77-82.
- Brown, J.H. Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 85-105.
- Carlton, J.T. Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems as mediated by aquaculture and fisheries activities. In: Rosenfield, A.; Man, R. *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*. Maryland: Maryland Sea Grant, 1992. p. 13-46.
- Cavalcanti, S.S. *Produção de suínos*. São Paulo: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1984.
- Corrêa-Marques, M.H. *Aspectos da resistência da abelha *Apis mellifera* ao ácaro *Varroa jacobsoni* no Brasil*. Ribeirão Preto, 1996. (Master's Thesis in Entomology) - Faculdade de

- Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.
- Cox, C.B.; Moore, P.D. *Biogeography*. Oxford: Blackwell Scientific, 1994.
- De Jong, D. Potencial reprodutivo das abelhas africanizadas em relação ao das abelhas européias. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 27, 1990, Campinas, São Paulo. *Anais...* Campinas: SBZ, 1990. p. 577-587.
- Di Castri, F. History of biological invasions with special emphasis on the old world. In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 1-26.
- Diamond, J.; Case, T.J. Overview: introductions, extinctions, exterminations, and invasions. In: Diamond, J.; Case, T.J. *Community ecology*. New York: Harper & Row, 1986. p. 65-79.
- Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996.
- Englert, S. *Avicultura: tudo sobre raças, manejo, alimentação e sanidade*. Porto Alegre: Agropecuária, 1987.
- Fabichack, I.; Molena, O. *Criação de codornas domésticas*. São Paulo: Nobel, 1985.
- Gregory, R. A decision framework for managing the risks of deliberate releases of genetic materials. In: Rosenfield, A.; Man, R. *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*. Maryland: Maryland Sea Grant, 1992. p. 175-192.
- Heywood, V.H. Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants. In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 31-51.
- Holcik, J. Fish introductions in Europe with particular reference to its Central and Eastern part. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48(1):13-23, 1991.
- Jardim, V.R. *Bovinocultura*. São Paulo: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1985.
- Kupsch, W. *Criação e manutenção de perus e gansos*. São Paulo: Nobel, 1985.
- Li, H.W.; Moyle, P.B. Ecological analysis of species introductions into aquatic systems. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 110:772-782, 1981.
- Li, H.W.; Moyle, P.B. Management of introduced fishes. In: Kohler, C.C.; Hubert, W.A. *Inland fisheries management in North America*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1993. p. 287-307.
- Lightner, D.V.; Redman, R.M.; Bell, T.A.; Thurman, R. B. Geographic dispersion of the viruses IHNV, MBV and HPV as a consequence of transfers and introductions of penaeid shrimp to new regions for aquaculture purposes. In: Rosenfield, A.; Mann, R. *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*. Maryland: Maryland Sea Grant, 1992. p. 155-173.
- Lima, S.L.; Agostinho, C. A. *A tecnologia de criação de rãs*. Viçosa: Imprensa Universitária, 1992.
- Lorenzi, H.; Souza, H.M. *Plantas ornamentais no Brasil, arbustivas, trepadeiras e herbáceas*. Nova Odessa: Plantarum, 1995.
- Macdonald, I.A.W.; Loop, L.L.; Usher, M.B.; Hamann, O. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 215-245.
- Ogutu-Ohwayo, R.; Hecky, R.E. Fish introductions in Africa and some of their implications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48(1):8-12, 1991.
- Okemwa, E.; Ogari, J. Introductions and extinction of fish in Lake Victoria. In: Cowx, I.G. (Ed.). *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Oxford: Fishing News Book, 1994. p. 326-337.
- Philipp, D.P. Genetic implication of stocking florida largemouth bass *Micropterus salmoides floridanus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48(1):58-65, 1991.
- Pieterse, A.H.; Murphy, K.J. *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. New York: Oxford Science, 1990.
- Pimm, S.L. Theories of predicting success and impact of introduced species. In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 351-365.
- Porto, A. Fronteiras rompidas. *Globo Rural*. 99:32-38, 1994.
- Purdom, C.E. *Genetics and fish breeding*. London: Chapman & Hall, 1993.
- Rinderer, T.E.; Oldroyd, P.; Sheppard, W.S. Africanized bees in the U.S. *Scient. Amer.*, 269(6):52-58, 1993.
- Silva, L.F.W. *Criação de faisões*. São Paulo: Nobel, 1987.
- Simberloff, D. Which insect introductions succeed and which fail? In: Drake, J.A.; Mooney, H.A.; Di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M.; Williamson, M. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 61-72.
- Spivak, M.; Fletcher, D.J.C.; Breed, M.D. *The African honey bee*. Boulder: Westview Press, 1991. p. 01-09.
- Stewart, J.E. Introductions as factors in diseases of fish and aquatic invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48(1): 110-117, 1991.
- Vieira, M.I. *Produção de coelhos*. São Paulo: Nobel, 1986.
- Welcomme, R.L. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fish. Tec. Pap.*, 294, 1988.
- Zaret, T.M.; Paine, R.T. Species introduction in a tropical lake. *Science*, 182:449-455, 1973.

Received on March 29, 1999.

Accepted on May 27, 1999.