

CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA

CONCEITOS

São apresentadas a seguir definições referentes ao contexto das decorrências da introdução de espécies exóticas, cobrindo de forma muito superficial a vasta discussão terminológica existente entre especialistas de diversos países. O objetivo aqui é estabelecer conceitos para o escopo deste trabalho e propor uma terminologia na língua portuguesa, dado que a mesma está praticamente desprovida desses termos, buscando evitar que a discussão fique centrada no conflito da definição do melhor termo, que provavelmente inexistente, ao invés de centrar-se na ação necessária para conter o problema.

Contaminação biológica (*biological contamination*) é o processo de introdução e adaptação de espécies que não fazem parte naturalmente de um dado ecossistema, mas que se naturalizam e passam a provocar mudanças em seu funcionamento. Também é denominada de ou **poluição biológica** (biological pollution). A introdução pode ser realizada intencional ou acidentalmente, por vias humanas ou não.

Ao contrário de muitos problemas ambientais que se amenizam com o tempo, como por exemplo a poluição química, a contaminação biológica tende a se multiplicar e espalhar, causando problemas de longo prazo que se agravam com o passar do tempo e não permitem que os ecossistemas afetados se recuperem naturalmente (Westbrooks, 1998).

O enfoque deste trabalho é em espécies que causam danos aos ecossistemas nativos, em especial na redução da biodiversidade e na alteração de processos ecológicos.

Espécies exóticas são aquelas que ocorrem numa área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão acidental ou intencional por atividades humanas (Instituto de Recursos Mundiais; União Mundial para a Natureza; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, 1992).

Plantas naturalizadas são representantes das espécies exóticas que, após introdução, conseguem sobreviver, adaptar-se e produzir descendência.

Espécies invasoras (*invasive species*) são aquelas que, uma vez introduzidas a partir de outros ambientes, se adaptam e passam a reproduzir-se a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas e produzir alterações nos processos ecológicos

naturais, tendendo a tornar-se dominantes após um período de tempo mais ou menos longo requerido para sua adaptação.

Trata-se das espécies que estabelecem novos territórios nos quais proliferam, se dispersam e persistem em detrimento de espécies e ecossistemas nativos (Mack *et alli*, 2000).

Não necessariamente as "ervas daninhas ambientais", conforme nominadas pelos australianos, são plantas indesejáveis do ponto de vista econômico, mas sim a partir de uma abordagem ecológica, pois invadem e alteram comunidades ou ecossistemas nativos. Invasoras sérias são aquelas que causam grandes modificações na riqueza, abundância ou função ecossistêmica das espécies, e que podem destruir total ou permanentemente um ecossistema (Randall, 1997).

A maioria das **plantas invasoras** (*wildings*) cresce nas proximidades das fontes de sementes e desta forma constitui a **dispersão marginal** (*fringe spread*), enquanto plantas a distâncias maiores constituem a **dispersão à distância** (*distant spread*). Pontos a partir dos quais a dispersão de sementes é potencializada em função de sua posição no relevo e direção dos ventos são denominados **sítios de disseminação** (*take-off sites*) (Ledgard; Langer, 1999).

Inúmeros termos têm sido empregados para definir espécies invasoras: não nativas (*nonnatives*), exóticas (*exotics*), alienígenas (*aliens*), daninhas (*weeds*), introduzidas (*introduced*), não-aborígenes (*non-aboriginal*), não-indígenas (*non-indigenous*), nocivas (*noxious*), naturalizadas (*naturalized*), pragas (*pests*), pragas ambientais (*environmental pests*), pragas florais (*floral weeds*), pragas de áreas naturais (*natural area pests*) e outros (Westbrooks, 1998; Randall, 1994), como alóctones. O conceito básico para todos os termos é o mesmo, embora haja conotações distintas para cada um deles. De modo geral, referem-se a plantas introduzidas a ambientes onde não evoluíram naturalmente, de forma que não há inimigos naturais para limitar sua reprodução e disseminação, resultando elevado potencial de colonização. São espécies introduzidas direta ou indiretamente por ação antrópica a áreas que extrapolam seu território de sobrevivência e dispersão potencial (Randall, 1994).

Num dos raros trabalhos publicados no Brasil sobre problemas decorrentes da invasão biológica, espécies tanto nativas quanto exóticas são consideradas como plantas invasoras, num total de 252 delas dentro da Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília (Pereira; Filgueiras, 1987). Das 44 gramíneas africanas introduzidas no Brasil, onze apresentam elevado grau de agressividade e invasão (Filgueiras, 1989).

A **capacidade invasora** de uma espécie (*species invasiveness*) é representada por uma série de variáveis que potencializam o sucesso de seu estabelecimento, dispersão e persistência num novo ambiente.

A **suscetibilidade de uma comunidade vegetal à invasão** (*community invasibility*) por espécies exóticas representa a fragilidade de um ambiente e sua receptividade a espécies exóticas. Depende de características da própria comunidade e das espécies invasoras em cada caso. Diversas teorias procuram explicar essa suscetibilidade, que é aparentemente maior quanto mais baixa e aberta a vegetação e quanto maior o grau de perturbação ambiental, de modo que formações herbáceo-arbustivas são mais suscetíveis à invasão do que formações florestais.

Algumas espécies invasoras já são reconhecidas como problemas ambientais em alguns pontos do Brasil, porém é preciso levantar mais informações sobre sua capacidade invasora, sua auto-ecologia, impactos decorrentes e métodos de controle, a fim de estabelecer previsões para o futuro.

FINALIDADES E FORMAS DE INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES

As primeiras translocações de espécies de uma região a outra do planeta foram intencionais e visavam, basicamente, suprir necessidades agrícolas, florestais e outras de uso direto. Em épocas mais recentes o propósito das introduções de espécies voltou-se significativamente para fins ornamentais, sendo que o número dessas espécies que se tornou invasora com o passar do tempo é de quase a metade dos casos registrados (Binggeli, 2000).

Dentre os primeiros registros de preocupação acerca das conseqüências de introdução de espécies exóticas, pode-se citar o registro de Charles Darwin na metade do século XIX sobre a densa ocupação dos pampas na Argentina e no Chile por *Cynara cardunculus*, que impedia a passagem de cavalos e pessoas; o pedido de proteção ao Parque Nacional de Yosemite, nos EUA, escrito por Frederick Law Olmstead em 1865, em função da crescente ocupação por plantas daninhas oriundas da Europa (Randall, 1996); o registro de *Xanthium spinosum* como primeira praga da África do Sul em 1860, interpretada como sinal de deterioração da Estepe (Wells *et alli*, 1986).

Através de um levantamento realizado na África do Sul mostrou-se que quase a metade de um total de 491 espécies introduzidas naquele país tiveram finalidade ornamental, seguidas de uso para barreiras, cobertura, cultivo agrícola, forragem e silvicultura. Diversas dessas espécies são utilizadas para mais de um fim, sendo que quanto maior sua flexibilidade de uso, em geral maior é seu

potencial como invasora, intensificado em casos de reintroduções sucessivas (Wells *et alli*, 1986).

Dessas espécies, também pertence às ornamentais o maior percentual de adaptação e conseqüente invasão, seguidas das utilizadas para barreiras, como quebra-ventos, e coberturas (TABELA 5). O mesmo ocorre na Austrália, onde estima-se que 65% das plantas naturalizadas no país nos últimos 25 anos tenham sido introduzidas para fins ornamentais (Walton, 1998).

TABELA 5 - CLASSIFICAÇÃO POR USO DAS ESPÉCIES EXÓTICAS INTRODUZIDAS NA ÁFRICA DO SUL E PERCENTUAIS DE ADAPTAÇÃO E INVASÃO.

Região de origem	Forragem	Cultivo agrícola	Silvicultura	Ornamental	Barreira	Cobertura
Europa e Ásia	26	43	5	70	19	26
América do Sul	9	14	2	71	21	10
Austrália	0	0	11	21	24	16
América do Norte	0	3	4	20	8	6
Outros locais da África	8	5	0	9	2	8
Pantropicais	1	1	0	5	1	1
América Central	0	2	0	6	1	1
Outros	2	0	0	6	1	2
nº total de espécies	46	68	22	208	77	70
% total de espécies	9,4	13,8	4,5	42,4	15,7	14,2
% de spp. invasoras	-	5,4	11,7	34,1	27,9	20,7
nº de spp. invasoras	-	≅ 4	≅ 3	≅ 71	≅ 21	≅ 15

Fonte: Wells *et alli*, 1986.

Entre a gama de motivos que levam à introdução de espécies exóticas ao redor do mundo, os mais evidentes referem-se à necessidade e ao desejo de cultivar produtos alimentares diversos, por razões econômicas. Segue o gosto pelo cultivo de plantas ornamentais, o uso de espécies para produção florestal, controle de erosão, experimentação científica, camuflagem de instalações militares e usos medicinais e religiosos. Outro motivo comum é o desejo de povos imigrantes de recriar a paisagem de suas terras de origem, que na África do Sul levou a extensos plantios de coníferas exóticas na Montanha da Mesa, pano de fundo da Cidade do Cabo, visando "melhorar a estética" do lugar (Wells *et alli*, 1986; Richardson; Higgins, 1998; Binggeli, 2000).

O mesmo ocorreu na reserva de pampas argentinos Ernesto Tornquist, onde introduziu-se *Pinus halepensis* em 1967 a fim de "melhorar a paisagem natural". A espécie aumentou sua área de ocupação em vinte vezes desde então (Zalba; Barrionuevo; Cuevas, 2000). No contexto brasileiro, principalmente da região sul, esse mesmo sentimento nostálgico leva ao uso de inúmeras coníferas de origem europeia para a criação de jardins, cercas vivas e alamedas.

Em termos de produção florestal, os países tropicais têm, de modo geral, deficiências extremas no conhecimento de espécies nativas, sendo este um dos principais motivos que os levam a adotar exóticas cuja silvicultura e auto-ecologia são bem conhecidas. Espécies exóticas como *Pinus* spp. são muito plásticas na adaptação a condições pedológicas e climáticas, com boa margem para melhoria de produtividade através da adoção de práticas silviculturais básicas. Outra vantagem é a disponibilidade de sementes, em geral oriundas de seleção e melhoramento genético, enquanto que sementes de espécies nativas dificilmente estão disponíveis no mercado (Richardson, 1999).

A empoção de instituições florestais em testar a capacidade de adaptação e de produção de inúmeras espécies exóticas, em especial dos gêneros *Eucalyptus*, *Pinus*, *Acacia*, *Hakea*, *Melaleuca* e outros na África do Sul, gerou grande número de plantios experimentais a partir de 1845. Esses plantios foram gradativamente abandonados, dando às espécies o tempo necessário para se adaptarem e se tornarem invasoras (Wells *et alli*, 1986; Shaughnessy, 1986). Uma das funções do Jardim Botânico da Cidade do Cabo nos anos 1850-60 era a produção e distribuição de plantas exóticas, em especial oriundas da Austrália (Shaughnessy, 1986). Os gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* são sem dúvida os mais utilizados mundialmente para plantios comerciais na atualidade (Richardson, 1999).

O Brasil passou pelo mesmo histórico de experimentação florestal sem maiores preocupações ambientais, principalmente a partir da década de sessenta. Espécies exóticas foram recomendadas para plantio em todo o estado do Paraná num manual editado em 1986 (EMBRAPA, 1986) que, embora recomende igualmente o plantio de espécies nativas, não faz nenhuma menção à necessidade de controle da dispersão de plantas invasoras.

Na Austrália, *Pinus pinaster* foi plantada em French Island de forma experimental visando a produção de madeira em 1911. Os plantios não se mostraram viáveis, porém as plantas não foram removidas e atualmente cerca de 2300 ha de vegetação florestal encontra-se invadida pela espécie. Nesse meio tempo, French Island foi transformada em Parque Estadual, havendo atualmente um programa de controle calcado em queimas periódicas para reduzir a população de *Pinus pinaster* (Corbett, 1991).

O primeiro registro de regeneração natural intensa de espécies do gênero *Pinus*, com possível caráter invasor, foi de *Pinus halepensis* no distrito de Caledônia, a 100 km da Cidade do Cabo, na África do Sul, em 1855, cerca de 25 anos após sua introdução ao país (Shaughnessy, 1986). As próximas espécies registradas como invasoras foram *Pinus pinaster* na montanha da Mesa por volta de

1890, também na região da cidade do Cabo. A realização de plantios em grande escala teve início no país no final da década de 1920, o que incluiu semeadura aérea de *Pinus contorta* e outras espécies em áreas montanhosas (Richardson; Higgins, 1998).

A Nova Zelândia conta hoje aproximadamente 24.539 espécies introduzidas, mais de 70% com propósitos ornamentais, 12% para cultivo agrícola, horticultura e produção florestal e apenas 11% de forma acidental (Department of Conservation, 1998; Braithwaite; Timmins, 1999). Também há registro de plantios em áreas subalpinas e montanas erodidas para fins de conservação de solos, redução de escoamento superficial e assoreamento de cursos d'água e estabilização de encostas (Hunter; Douglas, 1984). Os dados oficiais são de que cerca de 240 espécies já naturalizadas constituem problemas como invasoras, com uma taxa de aumento de quatro espécies por ano (Department of Conservation, 1997; Braithwaite; Timmins, 1999).

Estima-se que, entre as plantas vasculares no país, haja 2.057 espécies nativas, 2.100 naturalizadas e outras 22.520 introduzidas mas ainda não naturalizadas. Assim, o número de plantas introduzidas naturalizadas é atualmente superior ao de espécies nativas (Owen; Timmins; Stephens, 2000). Os números para as plantas de água doce são 59 espécies nativas, 52 introduzidas e naturalizadas e outras 139 introduzidas e não naturalizadas (Department of Conservation, 1998). O potencial de invasão futuro é, portanto, de difícil mensuração na atualidade, sendo porém as perspectivas ambientais bastante negativas.

Os impactos da contaminação biológica constituem as principais ameaças à sobrevivência de 61 espécies ameaçadas de extinção na Nova Zelândia, além de afetar outras 16 em função de exercerem gradativa dominância sobre áreas naturais. A previsão é de que 575.000 hectares de áreas naturais protegidas estejam sob risco de invasão nos próximos dez a quinze anos (Department of Conservation, 1998; Owen; Timmins; Stephens, 2000). Observa-se que, a partir de 1940, há um aumento marcante na dispersão de espécies exóticas arbóreas como resultado de pastoreio menos intensivo em pastagens não melhoradas e restrições a queimadas (Langer, 1993; Hunter; Douglas, 1984), ambos fatores que apresentam efeito de controle de mudas em dispersão natural.

Na Austrália, estima-se que 31% das espécies atualmente listadas como invasoras na legislação estadual ou federal foram introduzidas como ornamentais, 18% de forma acidental, 15% para usos diversos e 36% para fins desconhecidos

(Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand *et alli*, 1999).

Os estados dos Estados Unidos com maior número de plantas exóticas que se tornaram invasoras são justamente os que têm climas mais amenos, ou seja, o Havaí, a Flórida e a Califórnia. Na Flórida, sabe-se que 45% das plantas consideradas invasoras pelo Florida Exotic Pest Plant Council foram introduzidas para fins ornamentais, havendo indícios de que esse número pode chegar a 60% (Gordon; Thomas, 1994; Doria Gordon, com. pessoal, 2000). Num inventário realizado em 1988 no mesmo estado para definir a extensão de áreas de água doce invadidas por exóticas detectou-se 137 espécies aquáticas numa área de 175.000 hectares. Destas, 22 eram exóticas e cobriam 26% dessa área, dos quais 62% correspondiam à infestação de *Hydrilla verticillata* (Westbrooks, 1998). Vale citar a ocupação do Parque Nacional de Everglades por *Schinus therebinthifolius* aroeira, nativa do Brasil.

Mais de 4.600 espécies exóticas foram introduzidas às ilhas havaianas nos últimos duzentos anos. Destas, 200 estão naturalizadas e 86 se tornaram invasoras (Smith, 1985), entre as quais *Psidium cattleianum* araçá, nativo do Brasil. Outros autores argumentam que mais de 20.000 plantas já foram introduzidas ao Havaí para uso agrícola e ornamental, porém a maior parte não apresenta problemas como invasoras. Segundo a fonte de informação mais aceita acerca da flora das ilhas, o "Manual for the Flowering Plants of Hawaii" (Wagner; Herbst; Sohmer, 1990), de um total de 1817 espécies, 956 são nativas e 861 exóticas já naturalizadas, perfazendo 47,4% da flora atual. Esses números tem uma margem de variação em função de espécies novas, redescobertas ou extintas (John M. Randall, com. pess., 2000; Westbrooks, 1998). Estima-se que duzentas espécies endêmicas estejam extintas e que outras 800 estejam ameaçadas de extinção. A maior parte dos ambientes a altitudes inferiores a 500 metros e diversos outros a altitudes maiores estão completamente dominados por espécies exóticas invasoras (Vitousek, 1988).

Dentre os estados continentais dos Estados Unidos, Nova Iorque tem o maior percentual de espécies exóticas, somando 36% (Rejmánek; Randall, 1994; Randall; Marinelli, 1996). Na Califórnia, que contém uma flora de mais de 5000 espécies de plantas vasculares, 30% das quais são endêmicas e 10% das quais estão extintas ou ameaçadas de extinção (Mooney, 1988), atualmente 17,7% das plantas são exóticas, estimando-se a existência de 1045 espécies introduzidas e 4850 nativas. Estima-se que a maior parte tenha se estabelecido nos últimos 150 anos, embora haja registros de introdução de espécies desde o final do século XVIII

(Randall; Rejmánek; Hunter, 1998). Outros exemplos referentes aos Estados Unidos são apresentados na TABELA 6.

Estima-se que a ocorrência de plantas invasoras estenda-se hoje por 3,5 milhões de hectares, ou 31%, dos parques nacionais estadunidenses, o que levou à concepção de 448 projetos de controle até o ano de 1998. As práticas de controle de *Melaleuca quinquenervia*, de origem australiana, na Flórida custaram ao serviço de parques nacionais a quantia de 2,4 milhões de dólares, entre 1988 e 1998, para a remoção de 4,3 milhões de caules da planta numa área de quase quarenta mil hectares. No Parque Nacional de Yellowstone, o mais antigo do país, ações de controle têm contado com trabalho voluntário e são concentradas em 24 das 164 espécies exóticas existentes (Westbrooks, 1998).

TABELA 6 – ESPÉCIES EXÓTICAS INTRODUZIDAS AOS ESTADOS UNIDOS.

Estado	Nº spp. nativas	Nº spp. exóticas	Total	% espécies exóticas	Nº exóticas invasoras	% exóticas invasoras
Alaska*	1229	144	1373	10,5	144**	10,5**
Califórnia**	4850	1045	5895	17,7	-	-
Colorado**	1300	-	-	-	-	-
Delaware**	-	-	-	-	4	-
Flórida***	2654	1180	3834	30,8	-	-
Havaí**	956	861	1817	47,4	86	4,7
Illinois*	2058	782	2840	27,5	-	-
Missouri*	1920	634	2554	24,8	-	-
Novo México*	2680	229	2909	7,9	-	-
Nova Iorque*	1940	1082	3022	35,8	-	-
Tennessee*	2208	507	2715	18,7	-	-
Texas*	4498	492	4990	9,9	-	-
Virginia*	2056	427	2483	17,2	-	-
West Virginia**	-	-	-	-	224	-
Wisconsin**	-	521	-	-	231	-

Fonte: Rejmánek; Randall, 1994*; Westbrooks, 1998**; Wunderlin, 1998***

Através de uma pesquisa realizada em 1993 com 97 responsáveis pelo manejo de unidades de conservação privadas dos EUA, constatou-se que quase 60% dos mesmos têm como uma de dez prioridades o controle de plantas invasoras (Westbrooks, 1998).

A introdução de plantas nos países da Europa e América do Norte foi mais voltada a usos ornamentais, em especial no último século, enquanto que nos trópicos a busca por espécies para cultivo (alimentação, fibras, madeira, etc.) sempre foi mais intensa (Binggeli, 2000).

Atualmente, depende-se grandes esforços e recursos para remover de áreas naturais árvores oriundas dessas fontes de sementes, sem grandes chances de erradicar-se o problema de forma definitiva. A África do Sul prevê aplicar, nos

próximos vinte anos, cento e cinquenta milhões de dólares para remover invasoras exóticas de áreas de captação de água, envolvendo retirada manual, tratamento de tocos com herbicidas para impedir rebrotamento e controle biológico. Considera-se que essas iniciativas têm custo inferior a alternativas como a construção de barragens, além de implicarem a criação de milhares de empregos (Mack *et alli*, 2000).

O investimento feito no controle de pragas pelas indústrias agrícolas na Austrália é estimado em 1,7 bilhões de dólares anuais. Os Ministérios de Agricultura, Florestas e Meio Ambiente desenvolveram, a partir de 1991, uma estratégia nacional de combate a plantas daninhas visando reduzir o impacto das mesmas sobre a sustentabilidade da capacidade produtiva do país e sobre seus ecossistemas naturais (Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand *et alli*, 1999).

À parte da introdução intencional de espécies para os fins mencionados, há registros e inferências sobre a introdução acidental de espécies por mistura de sementes importadas para fins de cultivo, tanto para uso florestal como agrícola, assim como de sementes transportadas no lastro e na carga de navios e até no solado de botas de viajantes (Mack *et alli*, 2000). Diversas das gramíneas africanas introduzidas no Brasil podem ter chegado de forma acidental através dos navios negreiros, pois as camas dos escravos eram feitas com gramíneas (Filgueiras, 1989) e também com *Hedychium coronarium* lírio-do-brejo (Yoshiko Saito Kuniyoshi, com. pessoal, 2000). Muitas cidades portuárias são retrato dessas trocas, concentrando espécies exóticas cultivadas ou não, enquanto locais mais isolados e interiorizados são naturalmente mais protegidos de contaminação (Mack *et alli*, 2000). Ocorre ainda, muito comumente, dispersão através da circulação de veículos, construção de novas estradas e transporte de animais de carga e gado (Hobbs; Humphries, 1995; Vermeij, 1996; Westbrooks, 1998).

São aparentemente os países de colonização inglesa os mais cientes e preocupados, hoje, com problemas derivados da introdução de espécies exóticas. Este fato tem, provavelmente, relação direta com o hábito daquele povo de cultivar plantas ornamentais para jardins, assim como ao seu tradicionalismo com relação à própria cultura, que favorece a idéia da recriação da paisagem do país de origem nas épocas de expansão e colonização. A África do Sul, a Austrália, a Nova Zelândia e os Estados Unidos parecem ser atualmente os países com maior número de espécies exóticas introduzidas causadoras de problemas de invasão biológica. Na América do Sul, onde a abordagem da questão é incipiente, a Argentina parece ser o país que maior esforço volta à resolução desses problemas, havendo igualmente

influência britânica na sua história de colonização. Há outros exemplos na Europa, onde diversos países empenham esforços para mapear e controlar suas espécies invasoras. Na Suécia, a Agência de Proteção Ambiental propôs ao Parlamento a aprovação de uma lei para deter a introdução de espécies não nativas e limitar plantios florestais com exóticas (Rapoport, 1992). Esforços de controle de invasões do gênero *Pinus*, porém, tendem a ficar restritas a países do hemisfério sul, onde constituem problemas mais acentuados (Colin Hughes, com. pess., 2000).

Enquanto a distribuição de sementes teve, historicamente, uma tendência aleatória e de pequena escala, com frequência casual ou acidental, programas mais recentes têm propiciado a dispersão de espécies exóticas de forma mais ampla e intensa. O número de espécies movimentadas internacionalmente têm aumentado com a intensificação do interesse e da busca por espécies florestais para plantios e o material em distribuição abrange sementes altamente selecionadas e pacotes genéticos amplos e mais vigorosos se comparados às ações anteriores, potencializando os problemas de contaminação biológica. Enquanto no passado a introdução de novas espécies se fez para certos locais de um número restrito de países, a distribuição de grandes quantidades de sementes é atualmente facilitada pelos meios de transporte e comunicação e pela existência de centros especializados (Hughes, 1994).

Uma forma não intencional de dispersão de sementes de exóticas é a adoção, por parte da fauna local, de um novo hábito alimentar, com conseqüente perigo de disseminação. Entre as espécies dispersoras de sementes de *Pinus taeda* e *P. elliottii* na Fazenda Canguiri, na região metropolitana de Curitiba, e que ocorrem também na região da Estepe em Ponta Grossa estão *Columbina talpacoti* rolinha-caldo-de-feijão, *Pyrrhura frontalis* tiriba-de-testa-vermelha e *Turdus* spp. sabiás. Pode-se acrescentar a essa lista *Penelope obscura* jacu-guaçu e, possivelmente, outras espécies de pombas, como *Columba* sp. pomba-amargosa, *Leptotila* sp. juriti e *Columba picazuro* asa-branca (Jankovski, 1996; Marcos Bornschein, com. pessoal, 2000; Roberto Antonelli Filho, com. pessoal, 2000).

É importante observar que, dentre as espécies que se alimentam de sementes de *Pinus*, algumas as destróem e são portanto exclusivamente predadoras, como é o caso de *Pyrrhura frontalis*. Já *Columbina talpacoti* engole as sementes inteiras e talvez as mesmas sejam destruídas na moela dos animais, o que inviabilizaria sua dispersão. As outras espécies, *Penelope obscura* e *Turdus* spp., tendem a ser dispersoras, pois engolem as sementes inteiras e as defecam ou cospem, não constituindo ação de predação, portanto com maior potencial dispersivo (Marcos Bornschein, com. pessoal, 2000).

Certamente existem problemas de mesma magnitude e gravidade em inúmeros outros países que ainda não despertaram para a questão e que carecem tanto de registros como de medidas de prevenção e controle, requerendo coleta e organização de dados para retratar a situação atual e para estabelecer prognoses do futuro. Este é o caso do Brasil. Algumas espécies que já podem ser citadas como invasoras no país são, além de *Pinus elliottii* e *P. taeda*, *Melia azedarach* cinamomo, *Tecoma stans* amarelinho, no norte do Paraná, *Hovenia dulcis* uva-do-japão, *Cassia mangium*, *Eriobothrya japonica* nêspera, *Cotoneaster* sp. e *Ligustrum japonicum* alfeneiro (Paulo Ernani Ramalho Carvalho, com. pessoal, 2000), este usado largamente para fins ornamentais.

CARACTERÍSTICAS QUE SUSCETIBILIZAM AMBIENTES À INVASÃO

Da mesma forma como há inúmeros esforços científicos voltados ao mapeamento de características comuns a espécies invasoras que as potencializam como tal, existe também uma tentativa de definir características que supostamente tornam alguns ambientes mais suscetíveis à contaminação biológica do que outros.

Considera-se uma comunidade suscetível à invasão quando uma espécie introduzida consegue se estabelecer e persistir ou expandir-se (Burke; Grime, 1996). De maneira geral, aceita-se que, em primeiro lugar, áreas de solo exposto são mais suscetíveis à invasão, seguidas de dunas, comunidades vegetais campestres e savanícolas e, por fim, comunidades florestais, em especial quando invadidas por formas de vida arbóreas, que não fazem parte desses sistemas abertos de vegetação baixa (Richardson; Bond, 1991; Hughes, 1994; Richardson; Higgins, 1998). Dentre 53 casos de invasão pelo gênero *Pinus* analisados, 53% referem-se a comunidades herbáceas, 23% a solos expostos, 11% a antigos campos de cultivo, 9% à vegetação herbáceo-arbustiva, 8% a vegetação arbustiva e 8% a florestas (Richardson; Bond, 1991).

Ainda assim, são muitas as espécies herbáceas ou arbustivas que funcionam como invasoras de sub-bosque, como é o caso de *Impatiens walleriana* maria-sem-vergonha e *Hedychium coronarium* lírio-do-brejo, nas florestas do sul do país. Gramíneas e lianas são invasoras comuns nas florestas decíduas da América do Norte (John Randall, com. pessoal, 2000).

Como exemplos de invasão em vegetação florestal pode-se citar *Pinus radiata* em florestas de eucaliptos na Austrália, formando aos poucos uma floresta mista (Burdon; Chilvers, 1994); várias espécies entrando em ambiente ciliar ao longo dos rios Adour, no sudoeste da França; dos rios Lookout, Willamette e McKenzie em Oregon, no noroeste dos EUA (Planty-Tabacchi *et alli*, 1996); *Pinus*

luchuensis em áreas degradadas e florestas nas ilhas Bonin, no Japão (Shimizu; Tabata, 1985) e *Pinus pinaster* em formações com *Casuarina* e *Leptospermum* e florestas de eucaliptos em French Island, na Austrália (Corbett, 1991).

Hipóteses que explicam a suscetibilidade à invasão

Diversas hipóteses foram construídas na tentativa de explicar os motivos pelos quais alguns ambientes são aparentemente mais suscetíveis a plantas exóticas invasoras do que outros. As principais encontram-se explicadas a seguir.

Nichos vagos

Essa hipótese sugere que comunidades de ilhas e outras, cuja diversidade é naturalmente reduzida, não apresentam resistência a invasoras, havendo nichos que podem ser ocupados pelas mesmas. Por outro lado, as mesmas espécies invasoras teriam como dificuldades a ausência de polinizadores, simbioses e outros elementos que poderiam viabilizar seu estabelecimento, de forma que esta hipótese não está comprovada (Mack *et alli*, 2000).

Uma das teorias existentes alega que a coexistência de diversas espécies que competem entre si requer trocas inter-específicas entre dispersão e habilidade competitiva, de forma que as abundâncias locais de todas as espécies poderiam, teoricamente, aumentar, pelo menos no curto prazo, em função de intensificação da dispersão, pois todos os locais devem conter ambientes desocupados e adequados às espécies. Por conseqüência, ambientes com maior diversidade biológica tendem a apresentar menor suscetibilidade à invasão, pois fazem uso mais eficiente de recursos limitadores ao desenvolvimento das plantas. Esta teoria funcionaria para explicar a maior suscetibilidade à invasão observada em ilhas oceânicas, onde a diversidade tende a ser limitada em função do isolamento, assim como a carga genética das populações (Tillman, 1997).

Fuga de limitações bióticas

Supõe que espécies exóticas introduzidas têm a potencial vantagem de estarem livres de seus habituais competidores, predadores e parasitas, cuja ausência pode acarretar grandes diferenças em crescimento, longevidade e salubridade. A hipótese alega que as espécies introduzidas sobrevivem e se estabelecem não por possuir características extraordinárias e sim por terem sido colocadas num ambiente onde possuem vantagens competitivas. Nesse caso, a busca por alternativas de controle biológico é a que mais faz sentido em meio às alternativas de controle geralmente acatadas (Mack *et alli*, 2000).

Riqueza de espécies da comunidade

Essa teoria reforça a suposição de que a resistência de uma comunidade à invasão aumenta com o número de espécies presentes, pressupondo que quanto maior a riqueza, maior a estabilidade (Mack *et alli*, 2000). É uma variação da hipótese do nicho vago, pois quanto maior a riqueza menor a probabilidade de haver espaço para espécies introduzidas, dado que os recursos do sistema estão sendo utilizados mais integralmente. A diversidade em formas de vida e a estrutura da comunidade vegetal podem ser mais importantes do que o número de espécies, pois embora haja muitas exceções, florestas são aparentemente mais resistentes a invasões do que áreas campestres (Richardson; Cowling, 1992; Mack *et alli*, 2000). Ainda, a fauna herbívora e os elementos patogênicos presentes podem exercer uma influência significativa na suscetibilidade à invasão do meio.

Perturbações no meio antes ou no momento da introdução

É consenso no meio científico que examina as questões de contaminação biológica que perturbações no ambiente potencializam a dispersão e o estabelecimento de invasoras, especialmente após a redução da diversidade original por extinção de espécies ou superexploração (Mack *et alli*, 2000; Vermeij, 1996). Essas perturbações podem ser naturais, como incêndios, cheias, ventos e terremotos, ou antrópicas, como mais freqüentemente o são, em função de desmatamento, queimadas, uso para agricultura, pastagens e outras formas de ocupação (Mack *et alli*, 2000). A recorrência de perturbações ao meio aumenta a suscetibilidade das comunidades à invasão (Richardson; Cowling, 1992).

As plantas dominantes de formações herbáceo-arbustivas, particularmente suscetíveis à invasão, não fazem simbiose com ecto-micorrizas e, portanto, lhes faltam os atributos que tornam as espécies do gênero *Pinus* tão boas competidoras por nutrientes em solos pobres e sujeitos a perturbações freqüentes (Richardson; Higgins, 1998). Uma tentativa de modelagem na África do Sul mostrou que coníferas tendem a invadir áreas de vegetação herbácea antes de vegetação arbustiva e florestal, o que é coerente com a teoria de que quanto menor a biomassa numa comunidade maior sua suscetibilidade à invasão. De forma análoga, o ambiente menos suscetível foi uma formação florestal praticamente inalterada (Higgins; Richardson, 1998).

Perturbações geradas por fogo, comuns em ambientes estépico e savanícolas, podem prover vantagens competitivas iniciais particularmente importantes por causar aumento na disponibilidade de nutrientes por um tempo curto. Uma vez estabelecida a dominância das invasoras, o estabelecimento de

outras espécies competidoras no processo de sucessão natural pode ficar inibido em função da crescente limitação dos recursos (Hughes; Vitousek, 1993).

Os distúrbios mais freqüentes associados ao favorecimento da invasão de ambientes por espécies do gênero *Pinus*, levantados de uma série de 53 ocorrências, são pastoreio (57%), fogo (53%), desmatamento e rotação de culturas (34%), supressão de fogo (23%) e diversas causas naturais (17%) (Richardson; Bond, 1991). Note-se que essas causas estão em geral associadas entre si, não constituindo fatores exclusivos de distúrbios.

Suscetibilidade de ilhas oceânicas à invasão

O fato de que as comunidades bióticas em ilhas são isoladas tende a torná-las mais suscetíveis à contaminação biológica do que ambientes continentais. Os mesmos princípios podem ser verdadeiros para encaves de vegetação cuja flora seja distinta da circundante, sofrendo o mesmo efeito e a mesma fragilidade de ilhas verdadeiras.

Ilhas localizadas na proximidade de continentes recebem organismos oriundos dos mesmos e raramente desenvolvem espécies únicas. Por outro lado, as ilhas que são verdadeiramente oceânicas apresentam taxas de evolução e especiação maiores do que as de imigração de espécies, de forma que sua biota contém muitas espécies endêmicas. Ambientes insulares como atóis não possuem a diversidade de habitats que viabilizam a irradiação evolutiva, enquanto que ilhas em latitudes elevadas estão sujeitas a flutuações climáticas fortes, que também a inviabilizam (Vitousek, 1988). Assim sendo, ilhas tropicais e subtropicais contendo ambientes distintos é que tendem a desenvolver o maior número de espécies endêmicas e, pela mesma razão, ser mais suscetíveis a invasões por espécies exóticas.

As principais razões pelas quais entende-se que as ilhas oceânicas sejam mais suscetíveis à invasão do que ambientes continentais são (Vitousek, 1988):

- pequena habilidade competitiva, devido ao processo de colonização a partir de pequenas populações iniciais;
- desarmonia de grupos funcionais e diversidade relativamente baixa;
- populações pequenas e diversidade genética baixa, restringindo a especialização;
- capacidade relativamente pequena de adaptação a mudanças e perda de resistência para consumidores e doenças;
- perda de organismos co-evoluídos essenciais;

- pequena incidência de perturbações naturais, especialmente de fogo, na história evolutiva de muitas biotas insulares;
- exploração intensiva por populações humanas.

A ilha de Fernando de Noronha, a 300 quilômetros da costa nordeste brasileira, é um bom exemplo de ambiente alterado por uma sucessão de plantas e animais introduzidos. Introduziu-se ao longo do histórico de ocupação do arquipélago treze espécies ornamentais, doze frutíferas, quatro agrícolas, gramíneas para a formação de pastagens e cana-de-açúcar (Ibama/Funatura, 1990), além de diversas espécies de animais cujas populações expandiram-se de forma indesejável.

As lianas *Ipomoea coccinea* e *Merremia glabra* jitiranas, ambas da família Convolvulaceae, foram introduzidas para servir de alimentação ao rebanho bovino, após a realização de uma campanha do Ministério da Agricultura para a introdução de bovinos, caprinos e eqüinos para transporte de cargas e alimentação dos ilhéus. Sementes dessas plantas chegaram ao arquipélago misturadas a fezes dos animais transportados do continente e passaram a invadir as ilhas. Abelhas fizeram o papel de polinizadoras e aumentaram o grau de invasão. O consumo dessas plantas pelo gado bovino era muito inferior ao seu crescimento, permitindo sua expansão generalizada, auxiliada pela falta de competidores e predadores específicos (Instituto Ecotema, s.d.).

O corte da vegetação florestal da ilha principal, realizado para evitar a fuga de presos, à época em que o local foi usado como presídio (Ibama/Funatura, 1990), também contribuiu para a dominância das jitiranas, que atualmente impedem a recuperação natural da floresta. Essa situação levou à elaboração do "projeto jitirana", ação específica de remoção dessas espécies na ilha principal, durante período pouco superior a um ano (Instituto Ecotema, s.d.). Esse projeto só logrará êxito se estender-se por períodos maiores em ações de monitoramento e controle recorrentes.

Suscetibilidade à invasão do ambiente de *fynbos* na África do Sul

A região de clima mediterrâneo da África do Sul, coberta por vegetação herbáceo-arbustiva intitulada *fynbos* (termo derivado do inglês *fine bush*), cobre uma área de 75.000 km² e compreende 8550 espécies de plantas vasculares, três quartos das quais são endêmicas. Pelo menos seis mil dessas espécies são fanerógamas, o que implica uma diversidade três vezes maior do que a encontrada em áreas tropicais similares. Por essa razão, essa região é considerada uma das seis regiões de diversidade florística mais interessantes do mundo. Apesar de

representar apenas 1% da área do país, compreende 65% das espécies ameaçadas de extinção (Mooney, 1988).

Uma série de características tem sido arroladas na tentativa de explicar a suscetibilidade do ambiente de *fynbos* a invasões por espécies arbóreas, em especial de *Pinus pinaster*, *P. radiata* e *P. halepensis*. Nesse ambiente, as invasões são extremamente regradas pelo regime natural de incêndios periódicos e pela direção e intensidade dos ventos, havendo pouca influência de fatores bióticos. Essa suscetibilidade contraria a hipótese de que quanto maior a riqueza de espécies, menor a tendência a haver invasões, embora as perturbações induzidas ao ecossistema as potencializem. Algumas dessas características podem ser aplicadas a outros ambientes (Richardson; Cowling, 1992):

- o aumento de tamanho e dispersão de ambientes alterados implica que a maior parte dessas áreas no bioma de *fynbos* encontra-se dentro da distância viável para dispersão de sementes de espécies invasoras;
- a modificação no regime de incêndios favorece as invasões em função dos padrões de erosão e deposição e de atividade de comunidades de insetos e herbívoros;
- a ocorrência de ventos de alta velocidade durante o verão em concomitância com a abertura de cones intensifica a dispersão de sementes;
- espécies invasoras substituíram espécies nativas cuja capacidade de regeneração e persistência foram reduzidas por modificações no ambiente;
- a hipótese do nicho vago para formas de vida arbóreas supõe que as espécies arbóreas que poderiam sobreviver no ambiente de *fynbos* não conseguiram se estabelecer, abrindo espaço para invasão por exóticas;
- há pequena representatividade de gramíneas C_4 , que seriam competidoras mais vigorosas e talvez reduzissem o impacto das invasões por coníferas. Das 50 espécies de gramíneas registradas para Swartboskloof, 36 (72%) são C_3 , fator comum nas comunidades campestres de clima mediterrâneo.

Assim, as comunidades de *fynbos* são suscetíveis à invasão e supressão por espécies exóticas introduzidas particularmente se as mesmas exercem forte relação de dominância. O efeito das invasoras na redução da riqueza florística e na alteração da estrutura e do funcionamento da comunidade persistem porque as exóticas não são eliminadas pelo regime de incêndios periódicos (Richardson; Cowling, 1992). O mesmo sucede na área de estudo, onde as queimadas anuais só fazem potencializar as invasões de *Pinus taeda* e *P. elliottii* em função do grau de alteração produzido nas comunidades naturais.

Regiões da África do Sul ocupadas por ambiente de Estepe são atualmente invadidas ao longo de cursos d'água por *Salix babylonica* chorão (Henderson, 1991).

CARACTERÍSTICAS QUE POTENCIALIZAM ESPÉCIES COMO INVASORAS

O processo de colonização por espécies invasoras exóticas envolve, primeiro, que as plantas superem barreiras geográficas de dispersão entre seu hábitat natural e o novo. Ao chegar, têm que suportar os rigores do novo meio, nem sempre similares ao de origem e, então, se o meio permite que haja crescimento e reprodução, as colonizadoras têm que sobreviver às interações adversas com espécies residentes que se tornam competidoras, inibidoras ou predadoras, ou ainda, estabelecer relações de mutualismo. Esse processo ocorre em duas escalas temporais, primeiro em nível intercontinental ou inter-regional e, depois, em nível local (Kruger; Richardson; van Wilgen, 1986).

Inúmeros esforços vêm sendo realizados para definir características comuns a espécies invasoras, visando antecipar problemas futuros e estabelecer medidas de controle e restrição a novas introduções. Em função das infinitas variáveis, porém, que incluem fatores inerentes a cada tipo de ambiente para onde uma espécie é translocada, poucos são os resultados concretos (Rejmánek; Richardson, 1996; Rejmánek, 1996; Hobbs; Humphries, 1994; Burke; Grime, 1996; Mack *et alii*, 2000; Binggeli, 1998). A constatação de que uma espécie já funciona como invasora em algum lugar do mundo é sempre um bom indicador (Randall; Marinelli, 1996), o que certamente serve para que se reforce cuidados antes de permitir novas introduções.

Algumas características relacionadas como potencializadoras da capacidade de adaptação e colonização de plantas são a produção de sementes de pequeno tamanho em grande quantidade, maturação precoce, formação de banco de sementes no solo, reprodução tanto por sementes como vegetativa, dormência que garante a germinação periódica em condições favoráveis, dispersão por animais, produção de toxinas biológicas que impedem o crescimento de outras plantas, capacidade de parasitismo, períodos de floração e frutificação longos, ausência de exigências específicas para que haja germinação, crescimento rápido, mecanismos eficientes de dispersão e elevado sucesso reprodutivo (Randall; Marinelli, 1996; Westbrooks, 1998; Burke; Grime, 1996; Binggeli, 1998). Outras evidências são auto-fertilização, ausência de espécies próximas na nova área de ocupação, introdução em larga escala ou por repetidas vezes e ocorrência natural em grandes áreas, o que confere às espécies maior plasticidade para adaptação (Randall; Marinelli, 1996).

Espécies invasoras tendem a possuir algumas características comuns, como local de origem climática e pedologicamente similar ao do local de introdução, adaptação da germinação e do estabelecimento das espécies aos regimes de perturbação do novo hábitat, agentes de dispersão a longas distâncias, o que inclui o ser humano, predadores de sementes ou patógenos específicos no local de origem, grande produção de sementes anual; mecanismos de dormência, sementes com alta longevidade, frutos com múltiplas sementes e reprodução vegetativa (Dean; Holmes; Weiss, 1986).

Uma função discriminante para gerar índices que indicam maior ou menor potencial de invasão foi desenvolvida para espécies do gênero *Pinus*, compreendendo as espécies dos sub-gêneros *Pinus* e *Strobus*, e posteriormente extrapolada para outros grupos. Foram inicialmente considerados como parâmetros altura média, altura máxima, período juvenil mínimo, longevidade média, massa média das sementes, tamanho da parte alada das sementes, percentagem média de germinação, intervalo médio entre anos de grande produção de sementes, grau de serotinidade (mecanismo de abertura dos cones após passagem do fogo) e índice de tolerância ao fogo. Destes, mostraram os melhores resultados massa média das sementes, intervalo médio entre anos de grande produção de sementes e período juvenil mínimo, havendo sido portanto usados para montar a função (Rejmánek, 1995; Rejmánek; Richardson, 1996).

Os dois primeiros fazem sentido porque implicam que há reprodução consistente já nos primeiros anos, levando a rápido crescimento populacional. A pequena massa das sementes, por sua vez, tem importância tanto pela tendência à produção de um grande número de sementes como pelo maior potencial de dispersão pelo vento, elevada taxa de germinação imediata, menor período de dormência e maior taxa relativa de crescimento das mudas. Havendo utilizado dados da África do Sul, os autores comprovaram o que tem sido visto na prática. As espécies invasoras estão claramente concentradas no sub-gênero *Pinus*, sendo a capacidade de invasão do sub-gênero *Strobus* muito baixa (Rejmánek; Richardson, 1996; Rejmánek, 1995).

A espécie com maior capacidade de invasão na África do Sul é *Pinus contorta*, com um índice de 11,41, seguido de *P. radiata*, *P. banksiana*, *P. halepensis*, *P. muricata* e *P. pinaster* (o último com 7,46). As espécies cultivadas na região dos campos gerais mostraram índices menores para a África do Sul, sendo 4,33 para *P. elliotii* e 3,41 para *P. taeda*. Outras espécies de *Pinus*, como *P. caribaea*, foram consideradas sem capacidade de invasão por terem resultado valores negativos (-0,47). A mesma função aplicada a *Araucaria angustifolia*

resultou um valor de $-44,6$ (Rejmánek; Richardson, 1999), retratando seu elevado nível de exigência para estabelecimento e dispersão. Quando efetuado o cálculo para *Melia azedarach* cinamomo, espécie consagrada como invasora em diversos países, incluindo o Brasil, a função não se mostrou eficaz, resultando valor negativo. A classificação incorreta é explicável em função da dispersão por animais (Rejmánek; Richardson, 1996; Rejmánek, 1996), não computada na função que, desenvolvida para coníferas, considera a dispersão anemocórica, que potencializa a disseminação de sementes leves e pequenas.

Uma característica importante não considerada na função discriminante exposta acima é a capacidade de propagação vegetativa das espécies. Alguns indícios de futuros problemas podem ser calcados no comportamento invasor de uma espécie em ambientes semelhantes ao de sua origem em outras partes do mundo, além de (Binggeli, 1998):

- se a espécie ou uma espécie relacionada já apresenta problemas como invasora em outros lugares;
- a semelhança do ambiente onde será introduzida ao ambiente original da espécie, comparando-se solo, clima, intensidade e periodicidade de perturbações naturais como fogo, enchentes e ventos e alterações antrópicas;
- produção, longevidade e disseminação de sementes.

Recomenda, ainda, a definição de métodos efetivos de controle para o caso de haver problemas de invasão, a fim de viabilizar o controle de forma rápida.

Ainda assim, com todos os questionamentos possíveis e a necessidade de aperfeiçoamento da função discriminante desenvolvida na África do Sul (Rejmánek; Richardson, 1996) uma questão interessante permanece: seria apenas uma coincidência o fato de que a espécie de *Pinus* mais rara e ameaçada, *P. maximartinezii*, têm as maiores sementes conhecidas no gênero? (Rejmánek, 1996).

Entre as dificuldades na seleção de plantas que não se tornem invasoras, relaciona-se o comportamento imprevisível que uma espécie tende a apresentar após a remoção de patógenos, insetos e pastoreio, assim como sob novas condições climáticas, de manejo e de fogo e deriva genética ou hibridização, que podem mudar após a relocação das plantas (Binggeli, 1998).

O conteúdo nuclear também é uma característica que se procurou correlacionar com a capacidade de invasão, pois parece ser resultante de seleção para que uma espécie possa reduzir ao máximo seu tempo de geração de sementes em ambientes em que esse tempo é limitado. Como o tamanho do genoma afeta o

volume das células, também afeta o tamanho das sementes. Encontrou-se correlações positivas entre o conteúdo de DNA e o tamanho das sementes de certos gêneros, famílias e mesmo espécies. Ainda assim, qualquer conclusão acerca dessa possível tendência requer pesquisas complementares (Rejmánek, 1996).

O gênero *Pinus*

As espécies do gênero *Pinus* ocupam, em seu hábitat natural em geral, áreas marginais, de frio extremo, topos de montanhas, latitudes elevadas e solos pobres ou ácidos, ocorrendo em regiões áridas no oeste da América do Norte até as terras baixas do Caribe. Esses são ambientes seletivos, onde muitas espécies não teriam condições de sobreviver. Algumas espécies foram importantes nos últimos dez mil anos para a revegetação dos continentes setentrionais após períodos de glaciação (Richardson; Bond, 1991).

Embora as espécies do gênero *Pinus* possam se desenvolver em ambientes mais favoráveis, tendem a ser excluídas em suas áreas de origem por seu caráter heliófilo, sendo facilmente suplantadas por espécies de fases sucessionais subseqüentes que, uma vez estabelecidas, determinam sua exclusão do sistema através de sombreamento. Assim sendo, são espécies pouco exigentes que podem replicar sua capacidade de adaptação em ambientes do hemisfério sul que parecem pouco favoráveis ao desenvolvimento de coníferas (Richardson; Higgins, 1998; Richardson; Bond, 1991). O gênero comporta cerca de 100 (Rejmánek, 1996) ou 105 espécies com grande diversidade ecológica (Richardson; Bond, 1991), das quais pelo menos dezenove são invasoras em larga escala no hemisfério sul (Richardson, 1999).

Um grande número de espécies do gênero *Pinus* apresenta características que as potencializam como invasoras em diversos ambientes e países do mundo (TABELA 7). São amplamente utilizadas em povoamentos florestais para produção de madeira, painéis, polpa, papel, resina e outros subprodutos e, quando introduzidos a ambientes similares aos seus hábitats de origem, tornam-se invasoras agressivas, causando uma série de impactos ao ambiente de introdução.

Há uma tendência de que o principal mecanismo regulador das invasões seja a competição no nicho de regeneração. Diversas características tornam essas espécies ótimas colonizadoras e contribuem para a persistência do gênero. Muitas espécies são tolerantes à seca e conseguem sobreviver em solos pobres em nutrientes; as sementes e o pólen apresentam dispersão excelente, sendo que a maioria não requer a existência de agentes co-adaptados; pioneiras isoladas podem dar origem a colônias por auto-fecundação. Todos esses fatores sugerem que o

gênero é adaptado a migrações rápidas e a aumentos populacionais explosivos (Richardson; Bond, 1991).

TABELA 7 – ESPÉCIES DO GÊNERO *Pinus* OCORRENTES COMO INVASORAS BIOLÓGICAS EM DIVERSOS PAÍSES DO MUNDO.

Espécie	Países
<i>P. banksiana</i>	Nova Zelândia
<i>P. canariensis</i>	Austrália, África do Sul
<i>P. caribaea</i>	Austrália, Nova Caledônia, Brasil*
<i>P. contorta</i>	África do Sul, Nova Zelândia
<i>P. elliotii</i>	África do Sul, Argentina, Austrália, Brasil*
<i>P. halepensis</i>	Austrália, África do Sul, Nova Zelândia
<i>P. jeffreyi</i>	Austrália
<i>P. mugo</i>	Nova Zelândia
<i>P. muricata</i>	Nova Zelândia
<i>P. nigra</i>	Austrália, Nova Zelândia
<i>P. patula</i>	África do Sul, Madagascar, Malawi, Nova Zelândia
<i>P. pinaster</i>	África do Sul, Austrália, Chile, Nova Zelândia, Uruguai
<i>P. pinea</i>	África do Sul, Austrália
<i>P. ponderosa</i>	Argentina, Austrália, Chile, Nova Zelândia
<i>P. radiata</i>	África do Sul, Austrália, Chile, Nova Zelândia
<i>P. roxburghii</i>	África do Sul
<i>P. strobus</i>	Nova Zelândia
<i>P. sylvestris</i>	Nova Zelândia
<i>P. taeda</i>	África do Sul, Argentina, Brasil*, Nova Zelândia

Fonte: Richardson; Higgins, 1998.

* Acrescentado o Brasil por observações geradas no decorrer deste trabalho.

Espécies do gênero *Pinus* foram introduzidas ao hemisfério sul já no século XVII. Embora haja na África do Sul registros de grandes plantios já década de 1880, a realização de plantios em grande escala data principalmente da segunda metade do século XX na maioria dos países que utilizam o gênero (Richardson, 1999; Richardson; Higgins, 1998). No Chile, plantios de *P. radiata* tiveram início na década de 1970 e a expansão dos plantios dessa espécie no país, somada à da Austrália e da Nova Zelândia, atingiu quatro milhões de hectares em 1996. O Brasil e a Argentina também figuram na relação de países detentores de vastas extensões de plantios. As principais espécies em utilização no mundo são *P. caribaea*, *P. elliotii*, *P. kesiya*, *P. oocarpa*, *P. patula*, *P. pinaster*, *P. radiata* e *P. taeda* (Richardson, 1999).

Na África do Sul, as espécies invasoras mais problemáticas são *Pinus pinaster*, *P. halepensis* e *P. radiata*, resistentes aos ciclos de incêndios do ambiente de *fynbos* e com tendência à dominância dessa vegetação (Richardson; Cowling, 1992). Na região da montanha da Mesa, na Cidade do Cabo, *P. pinaster* é a espécie exótica mais problemática há 30 anos (Moll; Trinder-Smith, 1992).

Na Nova Zelândia, onde o número de invasoras exóticas é exacerbado, a primeira espécie de *Pinus* introduzida foi *P. pinaster*, por volta de 1830 (Richardson; Higgins, 1998). Introduzido na época de 1880, *P. contorta* é

atualmente um dos maiores problemas ambientais no país, junto com *P. sylvestris*, *P. mugo*, *P. uncinata*, *P. nigra*, *P. ponderosa*, *P. muricata*, *P. pinaster*, *P. radiata*, *P. banksiana*, *P. patula*, *P. strobus* e *P. taeda*, além de outras coníferas invasoras como *Pseudotsuga menziesii* e *Larix decidua* (Ledgard; Langer, 1999; Ledgard, 1998; Richardson; Higgins, 1998).

Na Austrália, *P. radiata* foi registrado como invasor de florestas de eucaliptos já em 1954, nas proximidades de Canberra, e constitui hoje a espécie exótica invasora de maior dispersão no país, constando dos estados de Queensland, New South Wales, Victoria, South Australia e West Australia. *P. halepensis* está naturalizada e oficialmente declarada como praga no estado de South Australia (Craig Walton, com. pess., 2000), além de, possivelmente junto a *P. brutia*, estabelecida como invasora na Península de Eyre e em outras áreas próximas de Adelaide (Richardson; Higgins, 1998).

P. elliotii e *P. caribaea* são problemas graves nas terras baixas de Beerburrum e Beerwah até Kuranda, ao norte de Brisbane, na costa do estado de Queensland, também na Austrália. A dispersão de *P. elliotii* tem sido incrementada pela cacatua *Calyptorhynchus lathamii*, que carrega cones por longas distâncias antes de abri-los. Ainda que boa parte das sementes sejam destruídas pelas aves, algumas sobrevivem e estabelecem focos de invasão dispersos (Wells, 1980; Richardson; Higgins, 1998). Tem-se notado que plantas híbridas das duas espécies apresentam taxa de crescimento superior aos indivíduos parentais e atingem idade reprodutiva antes dos mesmos, com floração mais intensa. A experimentação com híbridos em busca de árvores com produtividade rápida tende a gerar maiores problemas a partir de plantios no futuro (Richardson; Higgins, 1998). *Pinus caribaea* é plantada em larga escala na Argentina, Austrália, Brasil, Quênia e Tanzânia, embora já tenha sido registrada como invasora no Havaí, EUA, e esteja começando a se disseminar como tal na Austrália e na Nova Caledônia.

Na Argentina, diversas espécies já estão naturalizadas, em ordem de abundância, *P. elliotii*, *P. taeda*, *P. contorta* subsp. *latifolia*, *P. ponderosa*, *P. radiata* e *P. jeffreyi* (Richardson; Higgins, 1998). Trabalhos de controle de *P. halepensis* tem sido realizados na Reserva Ernesto Tornquist, em ambiente de pampa (Zalba; Barrionuevo; Cuevas, 2000).

Outras espécies do gênero ainda não registradas como invasoras são *P. kesiya*, plantado na Colômbia, Madagascar, Uganda e Zimbábue; e *P. oocarpa*, plantado no Brasil, Colômbia, Quênia, Tanzânia, Uganda, Zâmbia e Zimbábue. O fato de não constarem ainda como invasoras pode ser devido à sua introdução relativamente recente, assim como ao fato de haver menos registros científicos de

invasões nesses países (Richardson; Higgins, 1998). Certamente é o caso do Brasil, onde a abordagem do problema é praticamente nula e observa-se invasões já bem estabelecidas.

As invasões no Brasil são principalmente devidas a *P. taeda* e *P. elliottii*, que invadem vastas extensões de ambientes naturais e alterados. Exemplos são longos trechos de estradas de rodagem e de ferro, que funcionam como vias de dispersão. A Estepe e a Savana da região sul estão repletas de exemplos em função do uso para povoamentos florestais. Os catorze quilômetros de Formações Pioneiras de Influência Marinha (restinga) da Praia do Moçambique, em Florianópolis, Santa Catarina, foram praticamente substituídas por essas duas espécies em função de um povoamento florestal com extensão de 4,87 km² iniciado no ano de 1963, após a criação da Estação Florestal do Rio Vermelho, que tinha por objetivo testar a adaptação de diversas espécies de *Pinus* (Caruso, 1990). A área que inclui esse povoamento fonte foi posteriormente transformado em parque florestal municipal com fins de conservação, porém as árvores exóticas nunca foram removidas e a área não está sujeita a nenhum tipo de controle ou trabalho de recuperação do ambiente natural, sendo inclusive utilizada para "ecoturismo", sem percepção do problema estabelecido. As plantas sobre as dunas adaptaram-se ao hábito arbustivo, quase reptante, em função dos ventos que sopram do oceano. Outros projetos previam o plantio de cerca de cinquenta hectares com espécies exóticas, basicamente *Pinus elliottii* e uma pequena parcela de *Eucalyptus* spp., em outras localidades da ilha de Santa Catarina, como Armação e Ribeirão da Ilha entre 1967 e 1974 (Caruso, 1990).

É difícil, hoje, precisar se longos lapsos de tempo entre a introdução dessas espécies e seu estabelecimento como invasoras (*time lags*) ocorreram de fato ou se foi uma questão de registros esparsos e ocasionais de documentação do problema. Observa-se que, em geral, ocorre um lapso de tempo para adaptação das espécies, sendo um dos fatores envolvidos no caso do gênero *Pinus* a ausência inicial de micorrizas simbiotes (Richardson; Higgins, 1998). Na Europa Central, *P. strobus* foi reconhecida como espécie invasora mais de 250 anos após sua introdução para plantios florestais (Rejmánek, 1996). Por outro lado, *P. radiata* foi observada como invasora treze anos após sua introdução, tempo suficiente para que as primeiras plantas estabelecidas produzissem sementes (Kruger; Richardson; van Wilgen, 1986).

A taxa de invasão de espécies de *Pinus* é maior quanto maiores os níveis de alteração do ambiente. Ainda, áreas de vegetação estépica, savanícola e de *fynbos* são mais suscetíveis à invasão do que formações florestais e que espécies pioneiras

do gênero têm maior capacidade invasora do que espécies de estágios serais mais avançados, embora as últimas tenham maior sucesso na invasão de formações florestais, em especial quando alteradas (Richardson; Higgins, 1998).

As espécies invasoras da Estepe objeto deste estudo enquadram-se perfeitamente como favoráveis invasoras em duas de três características definidas como as principais potencializadoras de invasões, ou seja, pequena massa média das sementes (1000 sementes = 19,6g, Jankovski, 1985) e período juvenil curto (Rejmánek; Richardson, 1996). Para avaliar a terceira característica, que se trata do intervalo médio entre anos de grande produção de sementes, faltam dados específicos para a região de estudo, porém pelos cálculos realizados pelos autores com dados do hemisfério norte, ambas as espécies se enquadram como invasoras, sendo que *P. elliotii* apresenta capacidade invasora ligeiramente superior a *P. taeda* (Rejmánek; Richardson, 1996).

Dentre as outras características favoráveis ao processo de invasão analisadas, cabem a *P. taeda* e *P. elliotii* o elevado percentual de germinação, resistência a fogo e longevidade. *Pinus elliotii* e *P. taeda* começam a florescer aos 8-10 anos de idade, sendo necessários dois anos para a liberação das sementes. Ambas as espécies fazem simbiose com micorrizas, a exemplo de outras espécies já citadas, o que constitui uma vantagem adaptativa. Ambas as espécies passam a produzir sementes aos 5-7 anos, sendo o tempo de formação de sementes viáveis de três anos para *P. taeda*, com viabilidade de 70%. Após um ano, ainda permanecem nos cones 4,1% das sementes, com taxa de germinação de 50%, sendo fundamental a retirada dos cones em ações de controle (Jankovski, 1985).

O tempo necessário para a maturação das plantas é inferior à recorrência de queimadas, que por tradição são realizadas anualmente na região de estudo, o que indica que as plantas apresentam excelente resistência ao fogo. Em diversos países, incêndios são empregados como práticas de controle de plantas invasoras, inclusive para espécies do gênero *Pinus*, o que não aparenta ser, no caso da Estepe, uma solução viável.

Através de estudos realizados com *P. taeda* na região de Curitiba, Paraná, comprovou-se que as árvores na bordadura dos povoamentos produzem maior volume de sementes do que as localizadas em seu interior. A média de produção para *P. taeda* é de 526 - 690 sementes/m², com taxa de germinação de 76,2% (Jankovski, 1985). Em São Paulo, computou-se uma média de 15-222 sementes/m² para *P. elliotii*. Os fatores limitantes à germinação são a umidade, no primeiro ano, e a luz nos anos subsequentes (Jankovski, 1996).

Solos expostos ou revolvidos, por facilitarem a fixação radicial, aumentam o potencial de sobrevivência das plântulas, pois 83% das plântulas mortas apresentam como causa a falha de fixação da radícula ao solo e conseqüente desenvolvimento de um sistema radicular eficiente. Outros 11% morrem por ataque de fungos e 6% por predação, embora se tratem de espécies exóticas. O próprio acúmulo de serrapilheira no interior dos povoamentos dificulta o processo de regeneração, havendo-se constatado um número de plantas até doze vezes superior em áreas de solos expostos, por exemplo, por gradagem. A penetração da raiz primária foi 60% maior em solos de textura leve do que de textura pesada (Jankovski, 1996), de forma que os solos predominantemente arenosos da Estepe tendem a favorecer invasões.

A disseminação de sementes é extremamente variável em função da posição dos povoamentos no relevo, da intensidade e direção dos ventos predominantes e do ambiente circundante, sendo ainda influenciada pela temperatura, precipitação e umidade relativa que, em níveis baixos, favorece significativamente a disseminação (Jankovski, 1996). Com relação a distâncias atingidas, os dados são esparsos e igualmente variáveis. Em estudo realizado na região metropolitana de Curitiba, 90% da dispersão de sementes de *P. elliotii* se deu a distâncias de até 45 metros, podendo atingir 75 metros (Jankovski, 1996). Medidas médias de dispersão de sementes de *P. taeda* na região de Curitiba estão apresentadas na TABELA 8, havendo uniformidade no interior dos povoamentos e em seu perímetro até distâncias de vinte metros (Jankovski, 1985).

TABELA 8 – DISTÂNCIAS DE DISPERSÃO DE SEMENTES DE *P. TAEDA* NA REGIÃO DE CURITIBA, PARANÁ.

Dist. (m)	Interior	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	55-60
nº sem/m ²	690	447	270	148	114	86	66	42	31	25

Fonte: Jankovski, 1985.

Em contraste, há registros de dispersão regular de sementes de *Pinus* na Nova Zelândia a distâncias de oito quilômetros da fonte, podendo atingir 25 quilômetros (Richardson; Higgins, 1998).

A dispersão ocorre logo após a maturação dos cones e, enquanto as sementes de *P. taeda* apresentam certo período de dormência de no máximo seis meses, as de *P. elliotii* germinam rapidamente após a disseminação, em período de duas semanas se as condições forem favoráveis (Jankovski, 1996). Após a abertura dos cones, observou-se 93% de dispersão de sementes de *P. taeda* em duzentos dias (Jankovski, 1985). A germinação de sementes e o estabelecimento de

plântulas têm início na primavera e tendem a estabilizar no outono seguinte (Jankovski, 1996).

IMPACTOS DECORRENTES DA INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS

Tamanho é o potencial de espécies exóticas de modificar sistemas naturais que as plantas invasoras são atualmente consideradas a segunda maior ameaça à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats e a exploração humana direta e constituindo um problema subestimado (D'Antonio; Vitousek, 1992; Randall, 1996; Hughes, 1994; IUCN, 2000). Dada a escala em que se encontram diversas áreas invadidas e a falta de políticas de prevenção ao problema, a contaminação biológica está sendo equiparada a mudanças climáticas e à ocupação do solo como um dos mais importantes agentes de mudança global por causa antrópica (Mack *et alli*, 2000; Westbrooks, 1998; Rejmánek, 1996; D'Antonio; Vitousek, 1992). Além disso, as mesmas espécies exóticas são invasoras de diversos países e sua dominância tende a levar à homogeneização da flora mundial (Lugo, 1988).

Plantas invasoras podem produzir alterações em propriedades ecológicas essenciais tais como ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal, cadeias tróficas, estrutura, dominância, distribuição e funções de espécies num dado ecossistema, distribuição de biomassa, densidade de espécies, porte da vegetação, índice de área foliar, queda de serrapilheira (com isso aumentando o risco de incêndios), taxas de decomposição, processos evolutivos e relações entre polinizadores e plantas. Podem mudar a adequação do habitat para espécies animais, alterar características físicas do ecossistema como erosão, sedimentação e mudanças no ciclo hidrológico, no regime de incêndios e no balanço energético e reduzir o valor econômico da terra e o valor estético da paisagem, comprometendo seu potencial turístico. Podem ainda produzir híbridos ao cruzar com espécies nativas e eliminar genótipos originais, ocupar o espaço de plantas nativas levando-as a diminuir em abundância e extensão geográfica, aumentando os riscos de extinção de populações e de espécies. Os efeitos agregados de invasões potencializadas por atividades antrópicas põem em risco esforços para a conservação da biodiversidade, a manutenção da produtividade de sistemas agrícolas, a funcionalidade de ecossistemas naturais e a saúde humana (Breytenbach, 1986; Versfeld; van Wilgen, 1986; Rapoport, 1991; D'Antonio; Vitousek, 1992; Westbrooks, 1998; Ledgard; Langer, 1999; Richardson, 1999; Higgins; Richardson; Cowling; Trinder-Smith, 1999; Mack *et alli*, 2000).

Espécies invasoras de porte maior do que a vegetação nativa produzem os maiores impactos possíveis. É o caso da invasão de formações herbáceo-arbustivas

por espécies arbóreas, freqüente no ambiente de *fynbos*. Não só as relações de dominância dessas comunidades são alteradas, tendendo a levar ao desaparecimento de espécies heliófilas nativas, mas também a fisionomia da formação em função da entrada de novas formas de vida. Decorrem alterações na composição, fisionomia e estrutura dessas comunidades vegetais. A biomassa de povoamentos florestais em áreas campestres pode ser de 70 a 100 vezes superior à original (Versfeld; van Wilgen, 1986), o que certamente implica consumo diferenciado dos recursos naturais disponíveis no sistema (Breytenbach, 1986). Povoamentos oriundos de dispersão natural são semelhantes em muitos aspectos a plantios comerciais e causam essencialmente os mesmos impactos (Richardson, 1999).

As maiores mudanças nas comunidades invadidas resultam quando as plantas, de porte arbóreo, ocupam vegetação herbáceo-arbustiva, causando substituição da forma de vida dominante e resultando a eliminação de plantas nativas em função do sombreamento e a criação de novo hábitat para outras espécies nativas, de modo que o ecossistema original fica totalmente modificado com o passar do tempo (Richardson; Higgins, 1998).

A introdução de espécies de *Pinus* podem mudar o nível de acidez do solo, com conseqüentes alterações na microfauna e microflora, e inviabilizar a sobrevivência de espécies de vertebrados e invertebrados (Rapoport, 1991). Outros impactos são a redução na diversidade estrutural, o que reduz o valor da comunidade como hábitat para a vida selvagem; o aumento de biomassa, que implica aumento na interceptação e na perda de água por transpiração e conseqüente redução no fluxo hídrico, além de acúmulo de material combustível; alteração na dinâmica da comunidade, em especial no tocante ao regime de incêndios periódicos típico de comunidades campestres e savanícolas; e alterações na ciclagem de nutrientes em função de enriquecimento do solo com nutrientes (em solos pobres da Austrália e Nova Zelândia), mudanças nos níveis totais de fósforo e nitratos reativos, densidade reduzida de organismos decompositores e redução da taxa de decomposição.

Na Argentina, as espécies invasoras de origem européia representam hoje 25% das flora da Terra do Fogo e equivalem a uma cobertura aproximada de 28% da vegetação florestal e 31% da Estepe. No noroeste patagônico, há registro de cerca de trezentas espécies exóticas invasoras (Rapoport, 1991).

A bacia do Mediterrâneo cobre uma área de mais de dois milhões de quilômetros quadrados e estima-se que compreenda cerca de 25 mil espécies de plantas, sendo aproximadamente a metade endêmica. Dentre 2879 espécies

endêmicas a países mediterrâneos (excluindo Síria, Líbano, Turquia e as ilhas atlânticas), 1529 estão enquadradas como raras ou ameaçadas de extinção. Incluindo as ilhas atlânticas Açores, Madeira e Canárias, esses números sobem para 3583 espécies endêmicas e 1968 raras ou ameaçadas (Mooney, 1988).

Há registros de perda de diversidade na África do Sul em áreas invadidas e dominadas por *Pinus radiata*. Após 35 anos de plantio, o número médio de espécies por amostra de 0,1 m² era de 1,8 contra uma média original de 8,5 espécies. Constatou-se a redução da cobertura da vegetação original de 74 para 19% e da densidade de 260 para 78 plantas/m², sendo que algumas formas de vida se mostraram mais resistentes à invasão (MacDonald; Richardson, 1986). A situação atual indica 750 espécies como ameaçadas de extinção nesse ambiente, listadas no Red Data Book da IUCN, em função das invasões por espécies exóticas (Hughes, 1994).

Levantamentos aéreos na região de Stellenboschberg, também na África do Sul, permitiram quantificar o aumento na cobertura de invasões densas de *Pinus pinaster*, com mais de cinquenta plantas por quilômetro quadrado, de 4% em 1938 para 36% em 1977. A área invadida por espécies dos gêneros *Hakea* e *Pinus* em 1985 no ambiente de *fynbos* era de 7592 quilômetros quadrados (MacDonald; Richardson, 1988).

Em áreas de captação de água no mesmo país realizou-se comparações volumétricas de vazão entre vegetação a herbáceo-arbustiva original e áreas invadidas por exóticas arbóreas. Constatou-se redução de volume de 52% (de 750 para 360 mm) em área de *Pinus patula* com 29 anos de idade e de 100% (de 250 para 0) em área de *Eucalyptus grandis* com cinco anos (Versfeld; van Wilgen, 1986). Através de um estudo de modelagem estima-se que a extensão dessas invasões podem resultar uma redução média na produção hídrica das bacias no ambiente de *fynbos* de 347 cm³/ha/ano durante 100 anos, o que implica uma perda de mais de 30% do fornecimento de água para a Cidade do Cabo (Richardson, 1999).

Os impactos constatados em ambiente de *fynbos* são marcantes, pois a maior parte das espécies nativas é intolerante à sombra, perde vigor e morre à medida que é suplantada em altura pelas árvores invasoras. A recorrência de queimadas nesses ambientes favorece a dispersão e proliferação das invasoras através da redução da competição com a vegetação nativa (MacDonald; Richardson, 1986). Na falta de ações de controle, essas árvores tendem a se tornar elementos permanentes da paisagem e os efeitos de agrupamentos não manejados

sobre o meio são equivalentes aos causados por povoamentos homogêneos maduros (Versfeld; van Wilgen, 1986).

Verificou-se mudanças significativas na estrutura de comunidades de pequenos mamíferos a partir da substituição da vegetação de *fynbos* por plantações de *Pinus radiata*. Animais herbívoros e especialmente granívoros desaparecem, alguns no período de cinco a oito anos após o estabelecimento dos povoamentos; algumas aves saem do sistema, podendo resultar alterações em processos de polinização e dispersão de sementes, em especial em ecossistemas onde muda o tipo dominante de forma de vida, ou seja, quando espécies arbóreas invadem vegetação herbáceo-arbustiva (Breytenbach, 1986).

Os mesmos impactos se aplicam aos campos gerais planálticos do Paraná, onde a vegetação herbáceo-arbustiva sofre invasão a partir de povoamentos florestais de *Pinus taeda* e *P. elliottii*, formas arbóreas num ecossistema essencialmente herbáceo-arbustivo.

Até mesmo as operações de controle de plantas invasoras produzem impactos sobre o ambiente que podem ser significativos, devendo-se pesar estratégias com cautela de forma a não simplesmente erradicar as invasoras, mas também reduzir ao mínimo os impactos ao ecossistema afetado (Breytenbach, 1986).

Plantas invasoras, comumente denominadas plantas daninhas, no sentido de que não são desejadas em certos locais, têm tradicionais impactos sobre áreas de produção econômica, não sendo poucos os esforços para realizar seu controle, tampouco baixos os custos para sua efetivação. Essas plantas competem por luz, água e nutrientes e por vezes produzem toxinas que inibem o crescimento de outras espécies, por alelopatia, limitam as opções de rotação de culturas e práticas culturais, induzem perdas de qualidade em plantas cultivadas em função da contaminação de colheitas, levando a perdas econômicas, agem como vetores de outras pragas, interferem nos processos de colheita, geram necessidades adicionais de limpeza e processamento de colheitas, aumentam o consumo de água em culturas irrigadas, aumentam custos de produção e transporte e reduzem o valor da terra. Além desses fatores, algumas plantas invasoras já adquiriram resistência a herbicidas, processo que tende a se intensificar com o passar do tempo em especial onde há uso constante de grupos de produtos tóxicos com ação similar, dificultando o controle (Westbrooks, 1998).

Jardins e quintais constituem fontes importantes de espécies invasoras, em função das práticas de cultivo e de troca de plantas entre apreciadores. É grande a lista de espécies que se tornou invasora a partir desses ambientes, atingindo mais

de 300 espécies só nos Estados Unidos. Embora a maior parte das plantas ornamentais não sobreviva sem cuidados de cultivo, plantas em vasos e estoques de mudas constituem potenciais fontes de invasoras, especialmente porque praticamente inexistente regulamentação que limite o uso de espécies potencialmente problemáticas. Além disso, as sementes comercializadas com fins ornamentais costumam conter impurezas nas quais se incluem sementes de plantas daninhas (Westbrooks, 1998).

Estradas de rodagem, de ferro e outras vias funcionam como corredores de disseminação de espécies invasoras. São áreas de fácil colonização tanto pela disponibilidade lumínica como pelo elevado nível de perturbação devido às obras de estruturação.

Plantas invasoras aumentam os custos de manutenção dessas vias, pois podem atrapalhar a visão dos usuários e obstruir o acesso à manutenção de linhas de gás ou de energia elétrica. O próprio trabalho de conservação das áreas marginais é benéfico à dispersão de novas sementes, constituindo um ciclo de difícil interrupção e controle (Westbrooks, 1998).

Estima-se que 2300 hectares de campos naturais sejam diariamente perdidos para plantas exóticas no oeste dos Estados Unidos, num total previsto de 16 milhões de hectares dominados por invasoras no ano 2000. Plantas invasoras em pastagens podem afetar a vegetação nativa de forma a aumentar o escoamento superficial e a erosão do solo, especialmente em regiões de clima seco, assim como modificar a ciclagem de nutrientes e produzir efeitos negativos na flora e fauna do solo (Westbrooks, 1998).

As florestas parecem ser os ecossistemas mais resistentes à invasões biológicas, pois são raras as espécies invasoras tolerantes à sombra e dificilmente a teoria do nicho vago se aplicaria a áreas florestais, onde as formas de vida são abundantes e a diversidade, em especial em florestas tropicais e subtropicais, supera a de outras formações.

Quando, porém, ocorrem alterações que abrem clareiras e permitem maior incidência de luz, esses ambientes se tornam suscetíveis a invasoras, que podem alterar os regimes normais. Exemplos de ocupação intensa em florestas no Brasil são *Impatiens balsamina* maria-sem-vergonha, tolerante à sombra, e *Hedychium coronarium* lírio-do-brejo, sendo que ambos tendem a dominar o sub-bosque.

No Havaí, um dos estados dos Estados Unidos mais seriamente afetados pela contaminação biológica, gramíneas exóticas alteraram o regime de incêndios naturais através do acúmulo de material combustível. Isso afeta gravemente as

comunidades vegetais nativas, que não têm resistência ao fogo. Ainda, porcos asselvajados realizam a abertura de clareiras em florestas que ficam suscetíveis à invasão, basicamente pelo revolvimento do solo e conseqüente erosão (Westbrooks, 1998), favorecendo a germinação e o estabelecimento de invasoras. Dentre as espécies invasoras mais graves no local pode-se citar *Psidium cattleianum* araçá, *Schinus therebinthifolius* aroeira e *Psidium guajava* goiaba (Smith, 1985), a última originária da América Central, que também tem tendência invasora no Brasil. O mesmo tipo de problema com dispersão de *Psidium guajava* por animais é observado nas ilhas Galápagos, utilizada como alimento pelo gado (Vitousek, 1988).

Em desertos, a invasão de espécies exóticas afeta sistemas altamente especializados de flora e fauna e tem se intensificado devido a práticas de irrigação e fertilização. Um dos impactos mais freqüentes é o acúmulo de material combustível, que aumenta a intensidade de incêndios nessas áreas (Westbrooks, 1998).

Áreas úmidas, nascentes e cursos d'água são igualmente afetadas por plantas invasoras, que podem reduzir o volume de água disponível, reduzir a vazão e aumentar a taxa de evaporação, prejudicar a navegação, danificar usinas de geração de energia e eliminar plantas e animais nativos em função das modificações provocadas ao meio, uma das quais a redução de luminosidade no meio aquático, que pode afetar os recursos pesqueiros (Westbrooks, 1998). Um dos exemplos mais comuns de espécies aquáticas invasoras é *Eicchornia crassipes* aguapé, originário da região central do Brasil, que mesmo em outras regiões do país consome recursos para controle e erradicação.

Com relação aos efeitos de plantas exóticas sobre propriedades dos solos, estudos realizados em região de Savana em Minas Gerais, sobre Latossolo Vermelho-Amarelo, compararam os efeitos de diferentes coberturas vegetais sobre a disponibilidade de nutrientes entre 0 e 40 cm de profundidade. Dentre as coberturas, de *Pinus elliottii*, *Eucalyptus grandis*, fase secundária de Savana e *Melinis minutiflora* capim-gordura, o menor teor de matéria orgânica foi registrado para os plantios de *Pinus elliottii*, provavelmente em função da menor taxa de decomposição da manta orgânica na superfície do solo. Ainda, considerando a soma de bases trocáveis do solo, a menor fertilidade também foi medida sob *Pinus elliottii*, fato reforçado pela maior saturação de alumínio sob a mesma cobertura (Cóser *et alli*, 1990).

MÉTODOS DE CONTROLE

Há dois enfoques para se realizar o controle de espécies exóticas. Um é voltado a uma espécie em particular que se mostra um problema como invasora (*weed-led control*), e o outro é voltar a ação a toda uma área (*site-led control*) em função da densidade de ocupação de plantas invasoras, que podem então pertencer a diferentes espécies (Timmins; Owen, 1999).

Dentre as opções mundialmente empregadas para deter o avanço de espécies invasoras, a remoção manual é a mais óbvia e mais eficaz, porém nem sempre a mais viável em função dos custos. As alternativas existentes são analisadas a seguir.

- Remoção manual – funciona perfeitamente para arvoretas com altura inferior a meio metro, em especial com solos úmidos. A remoção de árvores requer equipamento adequado e pessoal treinado para seu uso. A decisão pelo uso de motosserra, machado, podadores e outras ferramentas de mão dependem da espécie e do porte das árvores. Toda a parte verde deve ser removida para garantir que não haja rebrotamento (Ledgard; Langer, 1994; Randall; Marinelli, 1996; McNamara, 1998).
- Queima – pode ser empregada para a remoção de arvoretas de pequeno porte que ainda não desenvolveram resistência ao fogo e cujas copas são facilmente atingidas. Outros impactos sobre o meio devem ser avaliados e a execução de queimas controladas requer pessoal técnico especializado, com licença específica. O fogo tende a eliminar também boa parte das sementes no solo. Por outro lado, abre o ambiente e estabelece condições excelentes para novas invasões, assim se a fonte de sementes não é eliminada, pode se tornar um agravante do processo (Ledgard; Langer, 1994).
- Pastoreio – em casos de pastagens suscetíveis à invasão, o pastoreio intensivo pode funcionar como ferramenta de controle, dependendo da espécie invasora e do animal de criação. Esse artifício é utilizado na Nova Zelândia, onde é comum a criação de ovelhas, que pastam as plântulas jovens das espécies invasoras. Trata-se de uma medida mitigadora apenas, pois não ocorre a mortalidade, apenas a poda das árvores (Ledgard; Langer, 1994; McNamara, 1998).
- Aração – pode ser um bom método para áreas grandes densamente infestadas. Equivale a desenterrar as plantas invasoras e triturá-las, o que envolve igualmente as plantas nativas, de forma que só deve ser utilizado em casos específicos (Randall; Marinelli, 1996).
- Corte e aplicação de químicos – em alguns casos, o corte das árvores não é suficiente. Sendo fundamental garantir que não ocorra rebrotamento, diferentes

produtos químicos são passados no toco após o corte, sendo comum na Nova Zelândia o uso de sulfamato de amônio, glifosato e clorato de sódio para *Pinus sylvestris*, *P. contorta* e *P. uncinata*; triclopyr e 2,4 D são utilizados contra plantas arbóreas nos EUA (Ledgard; Langer, 1994; Randall; Marinelli, 1996; Crozier; Zych; Ledgard, 1998; Forest Research Institute, 1990) e são incontáveis os testes de produtos e dosagens na Austrália (Epp, 1981). Os resultados variam com a altitude e fatores climáticos, de forma que é fundamental a realização de testes de produtos e dosagens para garantir a aplicação adequada. A injeção de herbicidas também é utilizada para árvores adultas (Wells, 1980; McNamara, 1998).

- Pulverização de mudas – arvoretas com alturas entre 0,5 e 2,0 metros podem ser pulverizadas com herbicidas. Conforme citado acima, o produto e a dosagem escolhidos dependem da espécie, da época do ano e das condições climáticas. Entre os melhores resultados obtidos na Nova Zelândia estão o uso de glifosato, picloram ou metsulfuron para *Pinus ponderosa*, *Larix decidua* e *Pseudotsuga menziesii*; de glifosato ou picloram para *P. contorta* e *P. sylvestris* e de glifosato ou metsulfuron para *P. radiata*. Não é um método muito recomendado por apresentar danos ao meio e ser de risco à saúde humana, sendo utilizados somente em caso de grupos densos com altura superior a três metros, que permitem o uso de pulverização aérea (Ledgard; Langer, 1994; Wells, 1980; Epp, 1981).

LEGISLAÇÃO

Poucos países têm legislação consolidada para abordar a questão. A Austrália, a Nova Zelândia, a África do Sul e os Estados Unidos utilizam listagens de espécies banidas para evitar maior disseminação de espécies que já foram comprovadas como problemas. Não existe legislação adequada em nível mundial para regulamentar a movimentação de plantas que podem se tornar invasoras e contaminar áreas ainda bem conservadas. A preocupação sequer é grande, embora o problema tenha reflexos maiores do que muitos projetos industriais que não recebem licença para execução.

Nos EUA, ainda que haja listas oficiais de espécies invasoras produzidas por diversos estados, falta um banco de dados central para fornecer informação ao público e para classificar prioridades e níveis de ameaça. O *Federal Noxious Weed Act*, estabelecido pelo Departamento de Agricultura federal em 3 de janeiro de 1975, delegou poderes à Secretaria da Agricultura para designar plantas como invasoras nocivas e proibir o movimento dessas espécies no comércio interestadual ou estrangeiro. A Secretaria da Agricultura recebeu ainda poderes para inspecionar,

apreender e destruir produtos e para decretar quarentena em áreas onde ocorrem processos de invasão. Pela mesma lei, as agências ambientais em nível federal devem designar responsáveis para tratar do problema de plantas invasoras, estabelecer programas de controle, fazer acordos com organizações estaduais e estabelecer sistemas de controle integrados (Westbrooks, 1998; Council for Agricultural Science and Technology, 2000).

Alguns estados dos EUA apresentam bons exemplos de controle legal. Em Delaware, os proprietários que permitem que uma espécie oficialmente listada como invasora produza sementes ou ultrapasse uma certa altura ou comprimento violam uma lei estadual e são multados no valor de cem dólares ou de 25 dólares por acre, respeitado o maior valor. Em 1992, baixou-se uma portaria visando proteger o Havaí da introdução de espécies proibidas, pragas e animais perigosos possivelmente entrando nas ilhas através dos serviços postais. Em 1990, o governo federal criou uma portaria para a prevenção e controle de espécies aquáticas exóticas visando impedir novas introduções e controlar plantas e animais (Westbrooks, 1998).

Entidades governamentais, não governamentais e privadas estabeleceram uma estratégia nacional de manejo de plantas invasoras com três objetivos em nível nacional: prevenção, controle e recuperação (Federal Interagency Committee for Management of Noxious and Exotic Weeds, 1998). Na Austrália produziu-se um documento similar com a missão de reduzir o impacto de plantas invasoras na sustentabilidade da capacidade produtiva da Austrália e de seus ecossistemas naturais. Suas três metas são a prevenção de novos problemas com espécies invasoras, reduzir o impacto de problemas já existentes de âmbito nacional e fornecer a estrutura e a capacidade para o manejo contínuo de problemas de âmbito nacional (Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand *et alli*, 1999).

Há mais de um século a legislação australiana contém dispositivos de contenção e controle de espécies exóticas, porém são diversos os problemas de aplicação da mesma. Os proprietários rurais em geral são relutantes e o tempo que levam para agir pode ser mais do que suficiente para permitir a expansão de plantas além de suas divisas. Também há relutância para reportar problemas, pois os proprietários temem a responsabilidade e os custos de terem que tomar as devidas providências para estancar a expansão de plantas invasoras. A falta de pessoal para impor o cumprimento da lei é também um fator que faz com que as plantas levem vantagem, assim como a falta de integração entre estados para ação

de fronteiras (Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand *et alli*, 1999).

A legislação definida como Ato de Quarentena em 1996 na Austrália, revisada da quarentena estabelecida em 1908, proíbe a entrada de todas as plantas até que sejam analisadas com profundidade. Em caso de falta de dados para análise, a atitude é conservadora e a importação não é permitida. A importação direta de sementes só é permitida caso a espécie ou o gênero constar de uma relação de espécies permitidas, e a de material vegetal vivo é permitida, sob certas condições, desde que conste da mesma lista. Contém ainda considerações sobre organismos geneticamente modificados, pois acredita-se que a capacidade de invasão dessas plantas será alterada. Esse sistema de análise antes de permitir novas importações pretende compilar um banco de dados de todas as espécies já naturalizadas no país, cuja relação substituirá a lista de plantas de importação permitida. O governo está custeando a criação do sistema, porém a geração de informação sobre espécies pouco conhecidas será de responsabilidade do importador interessado (Walton, 1998; Steinke; Walton, 1999). Esse sistema estava previsto para ser colocado em funcionamento no final de 1999, devendo se encontrar em operação.

A abordagem australiana muda o enfoque de tentar definir uma relação de espécies problemáticas para, tarde demais, descobrir outras tantas que deveriam ter constado também. Parte-se do princípio de que todas as espécies têm potencial invasivo, até prova em contrário, ao invés de considerá-las inofensivas em primeira instância. Esse princípio tem sido recomendado por diversos pesquisadores do ramo (Mack *et alli*, 2000; Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand *et alli*, 1999; Steinke; Walton, 1999).

Outra lei importante na Austrália (*Wildlife Protection Act*), firmada em 1982, concede poder à agência ambiental federal *Environment Australia* para proibir diretamente a importação de plantas. A organização tem agido em consenso com a lei da quarentena e respeitado os mesmos princípios (Steinke; Walton, 1999).

A maior parte das normativas legais existentes até o momento ainda tem enfoque voltado para a questão agrícola, tomando como pragas as espécies que tradicionalmente reduzem a produção (IUCN, 2000). Diversos países são signatários, junto à FAO (Food and Agriculture Organization), de um acordo internacional estabelecido em 1951 que procura prevenir o transporte de organismos que podem ser prejudiciais à agricultura (*International Plant Protection Convention*). Posteriormente, a Organização Mundial de Comércio adicionou outras normas no Uruguai, em 1995, onde os países assinaram o acordo sobre a aplicação

de medidas sanitárias e fitossanitárias visando proteger a vida e a saúde humana, animal e vegetal de riscos oriundos de pragas de quarentena (Steinke; Walton, 1999; Walton; Steinke, 2000).

A convenção da biodiversidade assinada em junho de 1993 prevê o controle de espécies exóticas e de organismos geneticamente modificados, porém as diretrizes para a implementação da convenção estão ainda sendo redigidas (Steinke; Walton, 1999; Walton; Steinke, 2000). Essas regulamentações de controle precisam encontrar um equilíbrio com indústrias que têm necessidade de importar novas plantas e matérias-primas (Walton; Steinke, 2000).

A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) coloca como um princípio básico para a conservação da biodiversidade a criação, pelos países, de uma abordagem política, legal e institucional das ameaças impostas por espécies exóticas. Para tanto, há que haver legislação em nível nacional para tratar de prevenção e remediação de problemas, além de cooperação internacional para minimizar riscos de introdução de espécies potencialmente problemáticas (IUCN, 2000).

Assim sendo, a maioria dos países deixa descoberta uma ampla gama de espécies invasoras que podem trazer prejuízos ao ambiente, seja por danos à produção como por danos à indústria turística, de medicamentos e tantas outras diretamente afetadas pela perda de biodiversidade. Quaisquer regulamentações a serem feitas devem ter como foco a prevenção de futuros problemas e não se calcarem em problemas já estabelecidos. Esses devem ser atacados com medidas apropriadas de remoção e controle, para então tornar viável a aplicação da lei.

É justamente a lentidão em se detectar novos focos de invasão que viabiliza o estabelecimento de problemas mais sérios, de forma que o investimento em registros e o controle de novas introduções e do comércio de plantas exóticas precisa ser aperfeiçoado. Quando uma espécie já se tornou um problema óbvio está, em geral, num nível de expansão de difícil controle, tanto pela extensão ocupada como pelos custos de remoção, que acabam tendo que ser assumidos por agências ambientais do poder público.

A criação de normas legais deve levar em conta as necessidades de prevenção, controle, educação e divulgação, pois a maior parte dos problemas de espécies invasoras está diretamente relacionado a ambientes degradados por uso inadequado e ao cultivo de espécies exóticas para fins de produção econômica, de modo que o cunho sócio-econômico na origem do problema tende a ser maior do que o ambiental.