Daniela Petenon

1. Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial?

2. Abundância de sementes da palmeira invasora

Archontophoenix cf. *cunninghamiana* na chuva e banco de sementes
em um fragmento florestal em São Paulo, SP

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências
da Universidade de São Paulo, para a obtenção de
Título de Mestre em Ciências, na Área de Ecologia:
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientadora: Prof^a Dr^a Vânia Regina Pivello

São Paulo

2006

Ficha Catalográfica

Petenon, Daniela

1. Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial?
2. Abundância de sementes da palmeira invasora *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* na chuva e banco de sementes em um fragmento florestal em São Paulo, SP

Número de páginas: 118

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 2006.

1. plantas invasoras;
2. revisão;
3. trópicos;
4. palmeira invasora.

Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Sergius Gandolfi

Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins

Prof^a. Dr^a. Vânia Regina Pivello

Orientadora

Dedico meu mestrado

ao Gerardo, mais valioso de tudo!

às mulheres da minha vida:

Yolanda, Sueli e Isadora!

*“Queremos saber
Queremos viver
Confiantes no futuro
Por isso se faz necessário
Prever qual o itinerário da ilusão
A ilusão do poder
Pois se foi permitido ao homem
Tantas coisas conhecer
É melhor que todos saibam
O que pode acontecer
Todos queremos saber”*

Gilberto Gil, 1976

Agradecimentos

À Vânia Pivello, pela inestimável orientação e amizade.

À CAPES, pela bolsa concedida.

À *The Nature Conservancy*, pelo subsídio para trabalhos de campo.

A quem é parte fundamental de todo o projeto: Elaine Gasparello, companheira em tudo! Seu trabalho e estímulo foram vitais e fizeram tudo valer a pena!

À preciosa orientação do Geraldo Franco (Instituto Florestal/SP), no planejamento inicial e na identificação das sementes; também à Luciana Alves (Instituto Botânico/SP), à Nice (Instituto Florestal/SP) e à Erica Hasui (USP), por compartilharem suas experiências com as sementes.

Aos amigos que me auxiliaram em campo: Elaine Gasparello, Paulo César, Maurício, Leandro, Carlos Gallardo, Fernando, Sérgio, Ricardo Braga, Fábio, Flávia, Mariana, Beth, Adne, entre outros.

Ao Ricardo Dislich por fornecer informações imprescindíveis sobre a palmeira e a matinha.

Aos amigos da USP - *pois a única coisa que não dá pena de jogar fora é conversa!* - Mariana Vidal, Flávia Jesus, Elizabeth Gorgone, Raquel Junqueira, Alexandre Igari, Leandro Tambosi, Daniela Castro, Raquel Silveira, Ana Maria Godoy, Renata Faria, Klécia Gilli, Patrícia, Juliana, Silene, Carol e todos os amigos do Lepac/Eco!!! Gabriela, Fábio, Guto, Yasu, André, Luciana, Priscila, Beto & Ale, Regina: caminhos diferentes, os mesmos amigos de sempre. Obrigada pela torcida!

Ao Professor José Guilherme Chauí Berlinck (IB/USP/Fisiologia), pela assessoria estatística, pela boa vontade e disposição em me mostrar que é possível responder às perguntas!

A todos os pesquisadores que me enviaram seus artigos e comentários com muita simpatia, como Marilene Leão Alves Bovi, Jonathan M. Levine, Marcel Rejmánek, Jaboury Ghazoul, James Drake, Sebastien Barot, Ewen Cameron, John L. Dowe, entre outros.

Ao Gerardo Kuntschik: por me incentivar a seguir, quando isso era o mais difícil.

À minha família: pelo suporte incondicional.

À Elizabeth, pois me ajudou a manter o mestrado no seu devido lugar.

À equipe da biblioteca do IB, que tem sido fundamental desde minha graduação.

À equipe de marcenaria do IB, pela confecção dos coletores de solo.

Às árvores da matinha, pelas sementes coletadas....

Prefácio

Este trabalho é composto por dois capítulos independentes, mas que tratam do mesmo tema principal, ou seja, invasões biológicas por plantas: o primeiro é teórico e o segundo é o resultado de uma pesquisa aplicada.

O primeiro capítulo traz uma revisão crítica e sistemática sobre a publicação na última década de artigos científicos relacionados a plantas invasoras em ambientes naturais, publicados em oito revistas científicas internacionais de ecologia e conservação biológica. Um dos objetivos do capítulo foi analisar a literatura acerca do tema, expondo o panorama atual. O objetivo principal foi analisar comparativamente como os ambientes tropicais têm sido estudados em relação a esse problema.

No segundo capítulo, é apresentado um estudo de caso desenvolvido na Reserva Florestal da Cidade Universitária Armando de Sales Oliveira, da Universidade de São Paulo, onde ocorre a invasão da floresta pela palmeira exótica *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana*. O objetivo foi quantificar as sementes desta espécie na chuva de sementes e no banco de sementes e relacionar essas abundâncias à proximidade da borda da mata ou de seu interior.

Índice

CAPÍTULO 1: PLANTAS INVASORAS NOS TRÓPICOS: ESPERANDO A ATENÇÃO MUNDIAL? 1

Abstract	1
Resumo	1
Introdução	2
Invasões biológicas: revisão bibliográfica de conceitos e teorias	4
Materiais e Métodos	19
Seleção das revistas científicas.....	19
Busca dos artigos sobre o tema de interesse.....	20
Classificação e análise dos artigos.....	21
Resultados	23
Geral.....	23
Estudos de caso	26
Artigos teóricos	33
Padronização da terminologia	34
Discussão	37
Conclusão	46
Referências Bibliográficas	46

CAPÍTULO 2: ABUNDÂNCIA DE SEMENTES DA PALMEIRA INVASORA *ARCHONTOPHOENIX* CF. *CUNNINGHAMIANA* NA CHUVA E BANCO DE SEMENTES EM UM FRAGMENTO FLORESTAL EM SÃO PAULO, SP. 74

Abstract	74
Resumo	74
Introdução	75
Materiais e Métodos	79
Área de estudo	79
Espécie estudada	84
<i>Archontophoenix</i> na Reserva Florestal da CUASO	86
Coleta de dados	88
Análise dos dados	91
Resultados	91
Chuva de sementes - geral.....	92
Variação temporal	94
Comparação espacial.....	97
Sementes da espécie <i>Archontophoenix</i> cf. <i>cunninghamiana</i> na chuva e no banco de sementes.....	99
Indivíduos adultos de <i>Archontophoenix</i> cf. <i>cunninghamiana</i>	103
Discussão	103
Implicações para manejo e conservação	110
Conclusão	112
Referências Bibliográficas	113

Capítulo 1: Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial?

Abstract

Biological invasion is one of the worst threats to the world biodiversity. The actual extent of the impact of biological invasions in the tropics is still unknown. The aim of this chapter is to survey the literature published on plant invasions, comparing the material concerning the tropics with that regarding the rest of the world. 239 articles published in 8 ecological journals over the past ten years were reviewed. Most of them focused on temperate ecosystems, in North America and Europe. There is a weak effort on research concerning plant invasions in tropical ecosystems. Much more research is needed to evaluate the real scenario in the countries that contain the highest biodiversity of the world.

Resumo

A invasão biológica é uma das principais ameaças à biodiversidade em todo o mundo. Entretanto, apesar dos trópicos concentrarem a maior parcela desta diversidade, ainda é pouco e esparso o conhecimento científico disponível sobre plantas invasoras nos ecossistemas tropicais. Este capítulo tem como objetivo comparar a quantidade de trabalhos publicados sobre invasões biológicas por plantas terrestres em ambientes tropicais e não tropicais, assim como a abordagem seguida nesses artigos. Foram lidos, selecionados e revisados os artigos publicados no intervalo de 1995 a 2004, em oito revistas científicas de alto índice de impacto. Ao todo, foram encontrados 239 artigos sobre plantas invasoras, sendo que a maioria deles aborda ecossistemas da América do Norte e Europa. Este é um reflexo do desequilíbrio na produção científica atual, que não dá a devida atenção aos ambientes com a maior biodiversidade, sendo que esta recebe vários tipos de ameaças à sua conservação.

Introdução

Invasão biológica é o fenômeno da introdução e posterior estabelecimento e disseminação de espécies exóticas em um ambiente previamente não ocupado por elas, causando efeitos negativos na biota nativa (Mack 1996; Prieur-Richard & Lavorel 2000).

A invasão biológica é uma ameaça às biotas nativas de todo o mundo. É um problema que cada vez mais recebe atenção por parte de pesquisadores, tomadores de decisão e sociedade em geral (FAO 2005). O artigo 8º (h) da Convenção sobre Diversidade Biológica determina que “cada Parte Contratante deve, na medida do possível e conforme o caso (...) impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies”. Pode-se interpretar que a Convenção refere-se às espécies invasoras, apesar de não defini-las assim em seu artigo 2º (Ministério do Meio Ambiente 2005).

Juntamente com os riscos à biodiversidade em consequência da perda e fragmentação dos habitats naturais, do desenvolvimento urbano, da exploração intensiva de recursos naturais, das mudanças ambientais globais e da poluição, a invasão por plantas exóticas é apontada como um importante agente de degradação ambiental (Wilcove *et al.* 1998; Novacek & Cleland 2001; Sheil 2001). São várias as consequências desta perturbação, entre elas está a substituição de espécies nativas por exóticas, a modificação do funcionamento dos ecossistemas e a “poluição genética” (criação de híbridos e a perda de *pools* gênicos que podem apresentar determinadas características adquiridas por meio de adaptação local) (Prieur-Richard & Lavorel 2000; FAO 2005).

A ecologia das invasões teve seu marco inicial com a publicação do livro “*The ecology of invasions by animals and plants*” de Charles Elton (Elton 1958). Uma de suas proposições mais polêmicas é a relação entre a diversidade de espécies em um ambiente e sua capacidade de conferir resistência a esse ambiente contra invasões biológicas. Ele argumenta que ambientes mais ricos em espécies seriam menos vulneráveis a invasões. Essa proposição foi aceita durante muito tempo, mas hoje é tema de diversas discussões contrárias (Levine & D'Antonio 1999; Tilman 1999). A partir de então surgiram outros estudos sobre invasões biológicas, mas apenas na

década de 1980 essa área da Ecologia tomou impulso e começou a ser publicado um número mais significativo de trabalhos. Em 1989, Drake *et al.* revisaram diversos estudos relacionados ao programa SCOPE 37 (*Scientific Committee on Problems of the Environment*), cujo objetivo principal foi disponibilizar novas informações sobre a extensão das invasões de diferentes tipos de organismos em várias partes do mundo. As principais perguntas que direcionavam os estudos podem ser resumidas em: qual é o número de invasores? quais são os invasores? de onde vêm os invasores? como eles se estabelecem? quão rápido eles se disseminam? quais são as características dos locais invadidos e quais são os impactos sofridos? Tais perguntas continuam atuais, sendo que vários pesquisadores têm sugerido variações das mesmas, entre elas: quais são as características dos invasores bem sucedidos (Williamson & Fitter 1996a)? quais são os ambientes mais suscetíveis à invasão (Davis *et al.* 2000)? Essas duas questões abordam diferentes aspectos do processo: uma sob o ponto de vista dos organismos invasores, enquanto que a outra enfoca o ambiente.

Há uma falta de consenso no uso dos termos relacionados à invasão biológica, o que dificulta compreender claramente a extensão e o impacto das espécies invasoras (FAO 2005). Um dos motivos dessa confusão é o fato de muitos termos terem sido adotados de outras áreas de conhecimento, como a Agronomia. Outro motivo é a falta de padronização dos conceitos nas publicações de dados sobre o tema, o que gerou o uso de termos semelhantes, ambíguos ou contraditórios. A criação de termos que não levam em conta as etapas e efeitos da invasão na biota nativa também dificulta a padronização e consenso.

É cada vez maior o número de publicações sobre invasões biológicas (Kolar & Lodge 2001; Puth & Post 2005), o que gera novas informações e alimenta as discussões sobre o tema. Mas a invasão biológica ainda não é um processo totalmente desvendado pelos pesquisadores, o que gera lacunas conceituais e opiniões contrárias. Além disso, como em outras áreas do conhecimento, parece haver um esforço desigual entre estudos sobre invasões biológicas em diferentes regiões do mundo.

Este trabalho tem como objetivo geral realizar a revisão bibliográfica crítica dos principais conceitos sobre invasões biológicas por plantas e avaliar a produção bibliográfica mundial,

comparando as diferentes abordagens, locais de estudo e tipos de plantas invasoras estudados.

Os objetivos específicos são:

- a) analisar criticamente a abordagem teórica da produção científica da última década sobre plantas invasoras, revendo os principais conceitos e diagnosticando discordâncias, nas publicações de oito revistas ecológicas de destaque;
- b) quantificar a evolução temporal da produção científica sobre plantas invasoras ao longo da última década;
- c) comparar a quantidade de artigos publicados sobre estudos de caso em ambientes tropicais e em ambientes não tropicais afetados por plantas invasoras, em oito revistas ecológicas na última década;
- d) analisar o conteúdo dos estudos de caso sobre plantas invasoras quanto ao tema abordado, o local de estudo, o tipo de planta invasora investigada e seu local de origem;
- e) propor a padronização dos conceitos relacionados a plantas invasoras;
- f) discutir alguns conceitos teóricos relacionados a plantas invasoras.

Invasões biológicas: revisão bibliográfica de conceitos e teorias

A invasão biológica bem sucedida pode ser resumida em quatro etapas: primeiro, a espécie invasora precisa passar pela **introdução** ao novo habitat; depois, pela **colonização inicial**, pelo **estabelecimento com sucesso** e pela **posterior dispersão e disseminação secundária** para novos habitats (Sakai *et al.* 2001). A **introdução** ocorre quando uma planta exótica e/ou seu propágulo são levados a um local diferente de seu local nativo, ultrapassando uma barreira geográfica relativamente grande; essa introdução se dá pela ação direta ou indireta do ser humano. A maioria das espécies exóticas que são introduzidas permanece apenas como casual, não chegando a estabelecer populações duradouras (figura 1). Algumas espécies apresentam indivíduos que sobrevivem após a introdução e que superam obstáculos de reprodução, sustentando diversas gerações sem a necessidade de intervenção humana direta. Estas plantas podem ser denominadas naturalizadas, pois se incorporam à flora nativa, convivendo nas mesmas

condições ambientais que as espécies nativas. Apenas uma parte das plantas naturalizadas será invasora; somente aquelas que se disseminarem grandemente - em abundância e densidade - e que causarem impactos negativos à biota local, como substituição de espécies ou alteração da estrutura do ecossistema (Richardson *et al.* 2000). O sucesso de uma invasão em certo ambiente é influenciado pelo número de propágulos que chegam ao novo ambiente (pressão de propágulo), pelas características da nova espécie (poder de invasão) e pela suscetibilidade do ambiente às invasões (Lonsdale 1999).

Figura1. Esquema das principais barreiras limitantes (A a F) para a disseminação das plantas introduzidas. As setas de a a f indicam os caminhos percorridos pelas espécies para alcançar diferentes estados, de introduzidas até invasoras (extraído de Richardson *et al.* 2000).

Quando a espécie invasora se estabelece, sua população persiste por meio da reprodução local e do recrutamento. A partir daí, a espécie invasora começa a interagir ecologicamente com as espécies da área invadida, causando mudanças no regime de seleção evolutiva (Vermeij 1996). Por isso, planta invasora pode ser definida como uma planta exótica que se dissemina naturalmente (sem a intervenção direta do ser humano) em habitats naturais ou seminaturais, produzindo uma alteração significativa em termos de composição, estrutura ou processos do

ecossistema (Cronk & Fuller 1995). Essa definição distingue as plantas invasoras das plantas daninhas, que são plantas que invadem culturas agrícolas (Pitelli 1985 *apud* Soares *et. al.* 20004)

Em qualquer estudo sobre invasão, primeiramente é necessário efetuar o diagnóstico da invasão, ou seja, identificar as espécies e a extensão do fenômeno, geralmente por meio da quantificação da densidade dos indivíduos. Além do diagnóstico, é possível investigar os processos ou padrões envolvidos, tais como a competição com espécies nativas, o impacto nos predadores, padrões de crescimento da população, aspectos fisiológicos da espécie, estratégias de dispersão etc (Vermeij 1996). Outro aspecto é comparar as espécies exóticas não invasoras com as invasoras efetivas, para compreender as características que contribuem para o poder invasor. Alguns estudos ampliam a investigação, sugerindo que as espécies invasoras deveriam ser pesquisadas tanto no ambiente invadido quanto no seu ambiente natural, incorporando o ponto de vista biogeográfico (Hierro *et al.* 2004).

Geralmente, o processo de invasão biológica é analisado por meio de duas abordagens diferentes: pelo ponto de vista do ambiente ou pelo ponto de vista do invasor. A primeira abordagem é aquela que estuda principalmente as espécies ou populações de invasoras. A segunda abordagem estuda os fatores do ambiente que confeririam resistência ao ambiente contra invasões, abordada como uma característica inerente à comunidade. O oposto da resistência a invasões é a suscetibilidade à invasão (Lonsdale 1999).

O poder de invasão de uma espécie tem sido bastante discutido nos artigos teóricos e nos estudos de caso. É útil na prevenção de novas invasões porque permite identificar com antecedência os invasores em potencial. Vários fatores contribuem para a taxa de crescimento de uma população de espécie invasora, principalmente os recursos, os inimigos naturais e o ambiente físico. Por isso, a capacidade de invasão seria determinada pelo modo como a espécie responde a esses fatores, incluindo as variações temporais e espaciais (Shea & Chesson 2002). Na tentativa de criar generalizações e/ou encontrar padrões, diversas características das plantas invasoras são apontadas como responsáveis pelo poder de invasão (Williamson & Fitter 1996). A investigação sobre a morfologia e fisiologia de plantas invasoras traz respostas importantes sobre o poder de invasão. Respostas diferentes de espécies exóticas e nativas a variações abióticas podem ser o

elemento chave na capacidade de estabelecimento e disseminação das invasoras. Algumas características das plantas invasoras a serem investigadas e propostas nos artigos revisados estão resumidas a seguir:

- 1) as plantas invasoras são melhores competidoras do que as nativas (Vilá & Weiner 2004);
- 2) são melhores colonizadoras, principalmente de ambientes perturbados (Klink 1996);
- 3) apresentam período juvenil curto (Williamson & Fitter 1996a; Rejmánek 1996);
- 4) apresentam intervalo pequeno entre grandes produções de sementes (Rejmánek 1996);
- 5) apresentam baixa massa de sementes (Rejmánek 1996);
- 6) beneficiam-se de polinizadores (Williamson & Fitter 1996a) e dispersores bióticos disponíveis na comunidade invadida (Cordeiro *et al.* 2004);
- 7) beneficiam-se da liberação de inimigos naturais específicos de seu local de origem que estão ausentes no local invadido (Keane & Crawley 2002)

É imprescindível analisar a capacidade ou não de reprodução vegetativa e as características das sementes e da dispersão de uma espécie invasora, pois esses fatores se relacionam com seu poder de colonização, com seu poder competitivo e seu poder de disseminação após o estabelecimento.

A pressão de propágulo é associada ao poder de invasão, pois determina as probabilidades de estabelecimento das espécies invasoras (Kolar & Lodge 2001). Mas a pressão de propágulo sozinha não é capaz de explicar a conversão de ambientes nativos em ambientes dominados por invasoras (Corbin & D'Antonio 2004). As fases posteriores à chegada das sementes dependem de inúmeras variáveis. É por isso que é difícil estimar a probabilidade de estabelecimento, um dos componentes críticos do processo de invasão (Sakai *et al.* 2001). O intervalo entre a saída da semente até o sucesso da germinação é influenciado pela competição entre sementes da mesma planta parental (quando agregadas), pela variabilidade de microhabitats mais adequados à germinação, pelo padrão dos agentes dispersores bióticos e abióticos, entre outros fatores. Quando a disponibilidade de sementes de uma espécie invasora é muito alta, há a possibilidade de ocorrer saturação e o crescimento da população passa a depender mais da chegada de

sementes a locais adequados para o estabelecimento de novos indivíduos (Parker 2001). O sucesso da invasão passa a ser beneficiado de modo mais evidente pela pressão de propágulo quando várias condições positivas se apresentam de forma combinada: quando há grande quantidade de adultos reprodutivos da espécie invasora na comunidade; quando a produção de sementes ocorre em grande quantidade e em vários momentos do ano (Seghieri & Simier 2002); quando a dispersão a longas distâncias é mediada por agentes bióticos eficientes, quando existe a preferência de frugívoros e dispersores por espécies exóticas em detrimento das espécies nativas; quando o regime de perturbações facilita a colonização pelas sementes e plântulas desta espécie (Cordeiro *et al.* 2004), quando a espécie forma banco de sementes do solo persistente (Rogers & Hartemink 2000). Quando a espécie invasora é dominante no banco de sementes, sua capacidade competitiva torna-se maior na regeneração desta espécie em relação a outras espécies da comunidade (Rogers & Hartemink 2000). A abundância e persistência de sementes no banco de sementes do solo estão relacionadas tanto à quantidade de adultos reprodutivos, produção de sementes e sua dispersão quanto a características fisiológicas das sementes. Portanto, não pode ser analisada como um fator isolado.

Outras características das plantas invasoras podem se relacionar com o poder de invasão, por exemplo a plasticidade ao ambiente, porque ela contribui para a competitividade. Competição, mudanças nas condições ambientais e disponibilidade de recursos moldam essa plasticidade que, no caso de invasoras, pode ser o diferencial para se disseminarem e crescerem mais do que as nativas (Claridge & Franklin 2002). Um exemplo seria a maior eficiência no uso da energia fotossintética por parte das exóticas quando comparadas às nativas (Nagel *et al.* 2004). Entretanto, é difícil atestar experimentalmente se uma espécie invasora apresenta uma resposta plástica simples (por características inerentes iguais às que apresentava no ambiente de origem) ou se é uma resposta já com mudanças genéticas conseqüentes de interações no ambiente exótico. Por exemplo, há indícios de espécies de plantas que crescem mais e têm a capacidade reprodutiva maior onde são invasoras do que onde são componentes nativos da flora (Willis *et al.* 2000). Ao testar se esse maior tamanho é baseado em fatores genéticos por eventos pós-invasão ou em resposta plástica ao ambiente, Willis *et al.* (2000) concluíram que a primeira explicação provavelmente é a mais plausível e a segunda seria mais incomum de ocorrer.

Mesmo assim, não se deve ignorar que o poder de invasão de uma espécie se deve tanto à sua plasticidade quanto a características que garantam maior vantagem competitiva e que sejam reflexo de sua evolução no ambiente de origem, ou por causa de pressões seletivas no ambiente exótico. Por isso, os estudos de invasões biológicas necessitam do enfoque evolutivo, pois as populações invasoras são geneticamente dinâmicas no espaço e no tempo, porque experimentam mudanças evolutivas rápidas, associadas com a fase de introdução e com eventos pós-invasão (Lambrinos 2004). Além disso, o estudo da evolução nas invasões é importante porque as espécies invasoras são capazes de induzir mudanças evolutivas nas espécies nativas (Lee 2002). Um exemplo é o potencial de hibridação de uma espécie invasora, que pode diluir ou assimilar geneticamente o genótipo nativo, não deixando “nativas puras” na comunidade (Huxel 1999; Vilá *et al.* 2000). No caso de nativas e exóticas congêneres, o compartilhamento de polinizadores pode ocasionar a possível troca de material genético entre elas e a hibridação (Ayres *et al.* 2004).

A hipótese do aumento evolutivo da capacidade competitiva (a hipótese EICA, sigla de *evolutionary increased competitive ability*) foi abordada em diversos artigos (Maron & Vilá 2001; van Klinken & Edwards 2002; Hanfling & Kollmann 2002; Bossdorf *et al.* 2004). Ela foi proposta por (Blossey & Notzold 1999) e prediz que os indivíduos de uma espécie retirada de um local onde era introduzida produziram maior biomassa do que indivíduos retirados do local nativo. O embasamento teórico desta hipótese é outra hipótese, a da defesa ótima. Os autores criaram a hipótese a partir de estudos anteriores e baseados na coleta de sementes de *Lythrum salicaria* tanto no ambiente nativo (Suíça) quanto no ambiente exótico (Estados Unidos) e no posterior cultivo das mesmas em um terceiro ambiente (Alemanha). Observaram que as plantas cresceram mais onde elas eram exóticas, sugerindo a confirmação da hipótese. Mas não foi o caso dos resultados de Maron & Vilá (2001) e Bossdorf *et al.* (2004), que não confirmaram a hipótese EICA, tanto que os últimos chegaram a propor uma hipótese oposta, ou seja, a da redução evolutiva da capacidade competitiva (ERCA, sigla de *evolutionary reduced competitive ability*).

A herbivoria foi relacionada ao sucesso de invasão em diversos estudos (Holmgren 2002; Callaway *et al.* 1999; Lake & Leishman 2004; Case & Crawley 2000; Dietz *et al.* 2004; Green *et al.* 2004; Rand & Loud 2004; Siemann & Rogers 2003a; Siemann & Rogers 2003b). O poder de invasão de uma espécie pode ser diminuído quando houver a presença de herbívoros generalistas

no ambiente invadido (Lambrinos 2002). Por outro lado, há uma tendência em aceitar a hipótese de que o sucesso de uma planta invasora seja consequência da “liberação de herbívoros”, isto é, quando a espécie exótica estiver livre dos herbívoros específicos que regulavam seu crescimento no ambiente de origem, ela terá um aumento em sua distribuição e abundância no local de introdução (Keane & Crawley 2002). Essa hipótese é denominada ERH, sigla de *enemy release hypothesis*, ou seja, hipótese da liberação do inimigo, também denominada hipótese do escape ao predador. Além dos herbívoros, esses inimigos podem ser patógenos e parasitas. Essa hipótese é estruturada por três argumentos principais (Keane & Crawley 2002):

- 1) os inimigos naturais são importantes reguladores das populações de plantas;
- 2) os inimigos têm impacto maior nas espécies nativas do que nas exóticas;
- 3) as plantas são capazes de se beneficiar da redução da regulação pelos inimigos o que resulta em um aumento no crescimento da população.

Geralmente, a suscetibilidade à invasão é aceita como uma propriedade intrínseca aos ecossistemas, sendo influenciada por condições abióticas (como o clima), pelo regime de perturbações, pela diversidade de espécies, pela capacidade competitiva das espécies nativas (Lonsdale 1999), pela presença ou não de predadores, patógenos e mutualistas (Davis *et al.* 2000), entre outros fatores. A suscetibilidade à invasão seria o oposto à resistência da comunidade em sofrer invasões, que por sua vez seria a habilidade das espécies residentes em uma comunidade de reduzir o sucesso de invasões exóticas (Levine *et al.* 2004). Mas é difícil afirmar que uma comunidade tenha o poder de repelir invasores. Além disso, é mais plausível que a suscetibilidade seja uma característica dinâmica do que uma característica intrínseca e estanque na comunidade. Isso porque um os fatores que mais influenciaria a “facilitação” para invasores seria a disponibilidade de recursos para essas espécies, que é extremamente variável no tempo e no espaço. Portanto, a suscetibilidade pode aumentar quando a disponibilidade de recursos aumentar por algum motivo, tal como o declínio na utilização de recursos pelas espécies nativas residentes (por mortalidade, por exemplo) ou quando uma perturbação introduzir recursos adicionais (Knops *et al.* 1995; Davis *et al.* 2000).

Há uma tendência em afirmar que ambientes menos perturbados sejam menos vulneráveis a invasões porque alterações drásticas em habitats poderiam torná-los mais “hospitaleiros” para espécies exóticas, que evoluíram em outros locais – com pressões seletivas semelhantes às impostas pela perturbação (Byers 2002). Mas essa generalização deve ser cautelosa porque ambientes naturais bem conservados não estão livres do risco de invasões, principalmente por espécies cujo poder de invasão não está relacionado com perturbações (Parker 2001). De qualquer modo, as invasões estão relacionadas a perturbações, pois, após a perturbação, o ambiente pode estar mais vulnerável à colonização de espécies nativas e exóticas (Parker 2001). Entre as espécies exóticas que colonizam um ambiente, uma parcela pode se disseminar a tal ponto que pode ser considerada invasora. Algumas espécies apresentam registros como invasoras apenas em áreas perturbadas. Nesses casos, o poder de ser invasora se confunde com o poder como colonizadora (Klink 1996), pois espécies colonizadoras necessitam de perturbações para começar a disseminação. Assim, as características do ambiente podem contribuir tanto (ou mais) para o processo de invasão do que as características da espécie exótica. Quando espécies exóticas se disseminam abundantemente tanto em ambientes perturbados quanto em ambientes não perturbados é mais fácil acessar o poder de invasão relacionado às características intrínsecas dessa espécie.

A diversidade de espécies tem sido freqüentemente analisada como influente nas propriedades das comunidades e dos ecossistemas. Do mesmo modo, a biodiversidade tem sido correlacionada tanto positiva quanto negativamente à suscetibilidade de um ambiente à invasão. Uma hipótese é a de que a diversidade poderia conferir resistência à comunidade, uma vez que maior diversidade nos grupos ecológicos resultaria em plena utilização dos recursos disponíveis, conseqüentemente deixaria pouco recurso para indivíduos de novas espécies. A origem dessa hipótese se remete a outra hipótese denominada “nicho vazio”, à formulação de Elton (1958) sobre resistência ecológica e às relações propostas por MacArthur (1955) sobre diversidade e estabilidade (Levine & D'Antonio 1999). A hipótese do “nicho vazio” propõe que espécies invasoras são aquelas que se inserem na comunidade ao ocuparem um nicho não ocupado pelos indivíduos da biota nativa. Ela tem sido reformulada: recentemente foi proposto o conceito de “oportunidades de nicho”, ou seja, as condições que promovem as invasões em termos de disponibilidade ou não de recursos e

inimigos naturais, do meio ambiente físico, das interações entre esses fatores e o modo como variam no tempo e no espaço (Shea & Chesson 2002). Essas hipóteses relacionam a riqueza de espécies com a idéia de saturação do ambiente, o que não pôde ser comprovado empiricamente até hoje (Moore *et al.* 2001). Estudos diversos chegaram a resultados contrastantes sobre o papel da biodiversidade na ocorrência de invasões nos ambientes naturais. A diversidade de espécies exóticas e a diversidade de nativas geralmente apresentam correlação positiva em estudos de observação em larga escala, mas são negativamente correlacionadas em experimentos de pequena escala, sugerindo que os estudos sobre resistência do ambiente têm influência da escala nos resultados (Byers & Noonburg 2003; Steiner & Leibold 2004). A relação em pequena escala é freqüentemente apresentada como uma evidência que a riqueza nativa poderia “repelir” a invasão ou que as invasões por exóticas podem reduzir a diversidade nativa. A grande escala tem sido interpretada como evidência da importância da facilitação, da qualidade variável do habitat e da pressão de propágulo (Fridley *et al.* 2004).

Maior biodiversidade implica em mais heterogeneidade, o que talvez resulte em um número maior de oportunidades para uma espécie invasora. Portanto, assim como se pode relacionar a diversidade como redutora da suscetibilidade, ela também pode ser um fator de promoção da invasão. É difícil determinar o real papel da diversidade na resistência do ambiente a invasões, pois tanto a diversidade quanto as invasões variam em conjunto com fatores extrínsecos, como perturbações e disponibilidade de recursos (Levine & D'Antonio 1999). Deste modo, os resultados de estudos que pretendem testar essa a relação entre suscetibilidade e diversidade devem ser vistos com cautela. Em uma recente revisão, foram criticadas algumas observações em campo que indicaram que a diversidade incrementa a suscetibilidade à invasão, pois teriam chegado a essas conclusões por causa do efeito da amostra e não seriam passíveis de extrapolações (Wardle 2001).

Outro fator que incrementaria a suscetibilidade à invasão seria a interação entre espécies introduzidas, quando uma facilita a presença da outra. Entretanto, a maioria dos trabalhos sobre a facilitação não analisa os efeitos dessa interação, tornando difícil determiná-los com confiança (Simberloff & Von Holle 1999).

Os impactos no ambiente causados pelas invasões também são alvo de discussões frequentes nas pesquisas desenvolvidas (Byers 2002; Levine *et al.* 2003; Walker & Smith 1997; Mack & D'Antonio 1998; Parker *et al.* 1999; D'Antonio & Kark 2002). Plantas invasoras podem afetar o ecossistema quanto à disponibilidade e qualidade dos recursos (como nutrientes, alimento, espaço, luz etc.), à riqueza de espécies, ao regime de perturbações, à alteração do habitat, (Mack & D'Antonio 1998; Zalba *et al.* 2000; Mack 2000; Crooks 2002; D'Antonio & Kark 2002), alteração da estrutura da comunidade, a substituição de espécies nativas, interferência nas mudanças globais (Dukes & Mooney 1999; Kriticos *et al.* 2003) etc. O impacto total de um invasor inclui três dimensões: o efeito da extensão espacial (total da área ocupada), o efeito da abundância e o efeito de cada indivíduo ou da biomassa (Parker *et al.* 1999). Embora seja relativamente fácil medir as duas primeiras, o efeito por indivíduo não é tão simples, pois os estudos sobre isso são escassos e em pequena escala, necessitando uma abordagem em nível mais abrangente, de paisagem (D'Antonio & Kark 2002). Uma espécie pode ter seu impacto local devido a uma abundância extraordinária, enquanto outra pode ser por uma característica biológica, como a fixação de nitrogênio (Parker *et al.* 1999).

O impacto pode ser medido em diversos níveis, como o genético, o individual, o populacional, o da comunidade e/ou dos processos ecossistêmicos. Outro modo de medir os impactos da invasão é considerar os efeitos na economia, por exemplo os custos com controle e erradicação (Parker *et al.* 1999) ou pela valoração dos ambientes naturais. Essa última alternativa é de difícil aplicação para quantificar os prejuízos e perdas da biodiversidade por causa das invasões, pois apenas uma pequena parte da biodiversidade mundial foi identificada e descrita (Pimentel 2002). Portanto, pelo risco de subestimar os impactos e de perdas irreversíveis de biodiversidade, essa alternativa se torna pouco aceitável.

Os efeitos das invasões interagem com os outros tipos de impactos; geralmente os efeitos das invasões e os efeitos de outros agentes de degradação são semelhantes, dificultando a análise da contribuição relativa de cada impacto. Por exemplo, as invasões são amplamente relacionadas a extinções de espécies locais, mas ambientes invadidos sofrem também com perda de habitats, com fragmentação, com fogo etc., que também podem causar extinções (Gurevitch & Padilla 2004a; Gurevitch & Padilla 2004b). Por isso, o balanço final das extinções pode ser resultado da

interação entre diferentes impactos negativos (Gurevitch & Padilla 2004a; Gurevitch & Padilla 2004b), os quais podem maximizar os efeitos uns dos outros. Ou simplesmente os ambientes estão perdendo espécies por causa de outros impactos, ao mesmo tempo que estão sendo invadidos (Gurevitch & Padilla 2004a; Gurevitch & Padilla 2004b), ou apenas faltam dados mais confiáveis que confirmem a real importância relativa das invasões nas extinções (Ricciardi 2004). Provavelmente, um ambiente exposto a mais perturbações (principalmente antrópicas) está mais vulnerável aos efeitos das invasões do que se o ambiente estivesse mais protegido (Burke & Grime 1996) onde as perdas locais e extinções seriam menores. Portanto, para estudar o impacto das invasões, as três abordagens sugeridas por Parker *et al.* (1999) parecem ser a melhor estratégia, ou seja, por meio de estudos que meçam impactos em múltiplas escalas e múltiplos níveis de organização, de estudos que sintetizem os dados atuais disponíveis sobre diferentes variáveis de resposta e de modelos desenhados para orientar trabalhos empíricos e explorar generalizações.

A capacidade de prever invasões é uma ferramenta importante para lidar com o problema antes dele se instalar a ponto de ser difícil controlar ou erradicar as espécies invasoras, assim como para evitar a progressão dos efeitos deletérios à biota nativa. Entretanto, ela necessita de generalizações, que são difíceis de serem elaboradas e apresentam a desvantagem de não levarem em conta a especificidade das espécies invasoras e dos ambientes nativos. Na tentativa de criar previsões, têm sido propostas várias abordagens possíveis, tais como as características do invasor (poder de invasão), as características do ambiente (suscetibilidade à invasão), a relação entre o invasor e o ambiente, e o processo de invasão no tempo (Heger & Trepl 2003). Mack (1996) fez uma análise crítica das metodologias para prever as invasões biológicas, listadas a seguir em ordem crescente de eficácia:

- a) elaboração de lista de espécies que foram invasoras em seu local nativo ou outro local;
- b) elaboração de lista das características das espécies invasoras;
- c) avaliação do potencial de invasão baseado em climas semelhantes;
- d) elaboração de modelos matemáticos para prever o curso das invasões por plantas;
- e) manipulação experimental do meio ambiente (por exemplo, em estufas controladas);
- f) comparação detalhada entre congêneres;

- g) avaliação de espécies semeadas experimentalmente no local em estudo (sem a manipulação do ambiente);
- h) avaliação de espécies semeadas experimentalmente no local em estudo, com a manipulação das condições do ambiente.

Como toda abordagem apresenta prós e contras e como nenhuma é superior a outra, a combinação entre elas é o que confere a melhor estratégia (Vermeij 1996; Mack 1996).

Para construir a base das previsões, são necessárias informações comparativas, entre espécies e ambientes. Por exemplo, distinguir as características das espécies invasoras que não são compartilhadas pelas espécies exóticas que não foram bem sucedidas na colonização. Tal estudo não é simples de ser realizado, pois depende de observações nos estágios muito iniciais da introdução, sendo que uma espécie invasora geralmente só é detectada após ter atingido uma abundância notável e as exóticas que não progridem podem passar despercebidas na comunidade. Uma alternativa são os estudos manipulativos, através de semeadura, cultivo e controle das variáveis abióticas e bióticas.

Um dos métodos para prever invasões é o desenvolvimento de modelos matemáticos baseados nas características biológicas das espécies potencialmente invasoras, que pretendem prever o risco de invasões ou detectar padrões de disseminação (Enserink 1999; Daehler & Carino 2000; Rejmánek 2000; Pyšek *et al.* 2004). Nestes modelos, o que se discute são os processos ecológicos considerados (dispersão de sementes, polinização, crescimento vegetativo etc) e as variáveis que influenciam nos padrões de disseminação, tais como os eventos estocásticos e os efeitos “Allee”. O nome do efeito “Allee” deriva do autor que criou o conceito e significa que um indivíduo que estiver sujeito a um efeito desse tipo sofrerá um decréscimo de seu *fitness* quando a densidade co-específica for baixa (Taylor *et al.* 2004). Um efeito “Allee” é forte quando resulta em uma taxa de crescimento *per capita* negativa, ou seja, é abaixo de um limite que se a população não o superar, será extinta. Em relação à invasão, teoricamente é aceito que um efeito “Allee” pode alterar o padrão de distribuição espacial de uma espécie invasora (Davis *et al.* 2004). Por exemplo, a limitação no número de doadores de pólen poderia diminuir a produção de sementes, isto é, um fator demográfico que interfere no crescimento da população (Davis *et al.* 2004).

A melhor estratégia contra as invasões biológicas é a prevenção. Primeiro, é necessário evitar a introdução indiscriminada de espécies exóticas, mesmo em sistemas de cultivo, pois sempre existe a possibilidade de escape a ambientes naturais. Quando a introdução deliberada ocorrer, torna-se essencial monitorar as populações de exóticas e identificar as potencialmente invasoras.

Os planos de manejo de reservas naturais devem incluir medidas de prevenção e controle de espécies invasoras, de maneira sistemática e prática. O manejo de espécies invasoras pode ser feito a qualquer momento, mas pode atingir melhores resultados se as ações controladoras forem tomadas nos primeiros estágios da invasão (Puth & Post 2005). O desafio é detectar as invasões precocemente, pois geralmente as invasões só são identificadas quando os indivíduos da espécie invasora já atingiram densidades notáveis. Na fase mais avançada da invasão, o controle é muito dificultado, justamente pela magnitude da invasão e pelos efeitos já causados à comunidade invadida.

A erradicação é a remoção de qualquer indivíduo ou propágulo de determinada espécie, ou então é a redução da densidade populacional desta espécie a um nível abaixo do sustentável (Zavaleta *et al.* 2001; Myers *et al.* 2000a). Apesar de ser vista como uma alternativa para eliminar espécies invasoras, sua eficácia não é amplamente confirmada. Isso porque seu sucesso depende do estágio que o processo de invasão atingiu, de recursos financeiros disponíveis e das características do ambiente invadido (Myers *et al.* 2000a; Simberloff 2001). Como muitas vezes a erradicação envolve o uso de herbicidas ou corte de plantas, o impacto da própria erradicação pode ser negativo para a comunidade. No caso de invasores estabelecidos há muito tempo em um local, os efeitos da sua eliminação na comunidade são imprevisíveis. Um dos efeitos possíveis é a disseminação de outras exóticas após a erradicação de uma espécie invasora (Simberloff 2001). Portanto, a adoção da erradicação deve ser criteriosa e apresentar uma boa relação custo e benefício, além de envolver o monitoramento dos efeitos pós erradicação (Zavaleta *et al.* 2001).

Outra alternativa para o controle de invasoras pode ser a aplicação de controle biológico, cujas vantagens são o baixo custo, a relativa segurança e a eficiência (Muller-Scharer *et al.* 2004). Também pode ser adotado o uso de herbicidas, de modo que não atinja espécies nativas, que não são o alvo do controle. Isto é, o uso de herbicidas deve ter ação específica e agir somente na

planta invasora (Rice & Toney 1998). O excesso de herbicidas no controle pode causar a transferência de substâncias tóxicas para a cadeia alimentar, criando um problema talvez maior do que a própria invasão.

O controle das invasões biológicas é dificultado quando uma espécie invasora é cultivada comercialmente em áreas próximas aos ambientes naturais invadidos (de Wit *et al.* 2001; Pivello *et al.* 1999). Deste modo, os focos de novas sementes/propágulos se mantêm, e trabalham no sentido oposto do controle: por mais que se extraiam indivíduos pelo controle, novos indivíduos continuarão a se estabelecer, pela chegada de propágulos vindos de áreas externas (aliada à reprodução local).

O sucesso do controle vai além dos métodos utilizados, pois depende de continuidade e monitoramento dos resultados. Projetos que não são concluídos podem ter efeitos contrários, por exemplo quando o uso de herbicida é iniciado mas não é feito até o final da eliminação da espécie pode indiretamente colaborar para a seleção de indivíduos da espécie invasora que são resistentes aos venenos. A longo prazo, pode ser mais difícil eliminar essas gerações. Os programas de controle geralmente estão relacionados a órgãos administrativos públicos, sendo imprescindível o planejamento e o embasamento científico para controles bem sucedidos.

As invasões biológicas estão longe de serem resolvidas, pois são um fenômeno que necessita ser plenamente conhecido - isto é, ter sua dinâmica investigada - além de ser alvo de ações de manejo efetivas para alcançar o controle adequado (Heywood 1989).

Embora as invasões biológicas sejam um fenômeno mundial, a maioria dos estudos parece não ter sido desenvolvida em ambientes tropicais; este é um fenômeno mais conhecido nos países desenvolvidos do que nos países em desenvolvimento (Perrings *et al.* 2000; Pauchard *et al.* 2004).

Todos os ambientes naturais sofrem diversos tipos de impactos, com diferentes graus e efeitos. Para definir prioridades de conservação, a fim de otimizar esforços e detectar as áreas com risco mais iminente de perda de sua biodiversidade, podem ser considerados vários critérios. Uma das propostas mais aceitas é a conservação prioritária dos *hotspots* de biodiversidade do mundo, as “áreas quentes de biodiversidade”. Para ser considerada uma área quente, o grau de endemismo

e de risco à biodiversidade devem ser altos; portanto, áreas quentes são áreas que apresentam alta concentração de espécies endêmicas e sofrem uma perda excepcional de habitat (Myers *et al.* 2000b). As 34 áreas quentes englobam quase metade de todas as espécies de plantas existentes no mundo (Mittermeier *et al.* 2004). Dentre as 34 áreas quentes atuais, 22 áreas (64,7%) representam ecossistemas tropicais. Portanto, a maioria das áreas quentes identificadas está nos trópicos (Mittermeier *et al.* 2004).

A maioria das 300.000 espécies de plantas conhecidas está em ambientes tropicais; as Américas Central e do Sul apresentam cinco vezes mais espécies de plantas quando comparadas à América do Norte (Pimm 2005). A floresta atlântica e o cerrado brasileiros somam 12400 espécies de plantas endêmicas (Mittermeier *et al.* 2004); entretanto, restam apenas 20% de área de cerrado em bom estado de conservação e 7,3% de remanescentes de floresta atlântica de suas formações originais, segundo dados oficiais (IBAMA 2005).

A fragmentação das florestas tropicais levou a diversas extinções locais. O fato desses fragmentos remanescentes estarem circundados por matrizes freqüentemente dominadas por espécies exóticas, determina as altas probabilidades de invasão biológica (Turner 1996). Em quase todas as florestas tropicais do mundo é possível encontrar pelo menos uma espécie exótica (Usher 1991). Em algumas florestas altamente perturbadas, as espécies exóticas chegam a predominar na paisagem (Fine 2002): um exemplo alarmante de invasões biológicas em potencial.

Embora os ecossistemas tropicais sofram com as invasões, ainda são esparsos os estudos específicos sobre esse processo nestes locais (Pivello *et al.* 1999). Isso acontece apesar das invasões biológicas de modo geral, terem sido freqüentemente foco de atenção mundial nas últimas duas décadas (Fine 2002). A falta de dados - ou sua pouca disponibilidade e divulgação - forma uma lacuna na compreensão das causas, das conseqüências e do controle dessa ameaça, dificultando generalizações (consideradas como extensões de conceitos que podem ser aplicados em outros casos) além de não auxiliar na elaboração de ações de manejo nesses ecossistemas, tão necessárias atualmente. O Brasil, por exemplo, mesmo sendo um país megadiverso e responsável pela maior diversidade de plantas do mundo - com mais 55 mil espécies descritas, cerca de 22% do total mundial (Ministério do Meio Ambiente 2005) - não possui listas e dados

definitivos sobre essa diversidade e endemismo (Myers *et al.* 2000b), além de carecer de diagnóstico completo da ameaça por plantas exóticas invasoras (Pyšek 1998). Na América do Sul, a real dimensão do fenômeno da invasão por animais não está refletida na literatura atual (Rodríguez 2001). No caso de plantas, o cenário pode ser o mesmo em todos os ambientes tropicais. Esse caso é um reflexo do que ocorre em outras regiões tropicais que atravessaram processos históricos similares: em sua maioria, países em desenvolvimento vivem o paradoxo de possuírem os maiores índices de biodiversidade, ao mesmo tempo em que são os ambientes que mais sofrem – e sofrerão – pressões antrópicas negativas, causando a perda dessa megadiversidade (Jenkins 2003).

Materiais e Métodos

Seleção das revistas científicas

Para a revisão da literatura disponível, foram selecionadas oito revistas internacionais (tabela 1), com ampla distribuição, analisadas em um período de dez anos, de janeiro de 1995 a dezembro de 2004. Sete destas revistas foram selecionadas de acordo com seu índice de impacto, além de levar em conta sua relevância para a Ecologia e Conservação Biológica. A oitava revista (*Biological Invasions*) foi selecionada por sua especificidade sobre o assunto, apesar de não apresentar índice de impacto registrado.

O índice de impacto (*impact factor, If*) é fornecido pelo *Institute for Scientific Information* (ISI), por meio do *Journal Citation Reports* (JCR) e é calculado como segue:

$$If = \frac{\text{Citações de artigos recentes}}{\text{Número de artigos recentes}}$$

Isto é, o número de citações no ano em questão (neste caso, 2003) de artigos dos anos anteriores é dividido pelo número total de artigos publicados nos dois anos anteriores. Por exemplo, se uma revista publicou 40 artigos em 2000 e 43 artigos em 2001, tem um total de 83 artigos no período. Se esta mesma revista tiver 20 artigos de 2000 e 10 artigos de 2001 citados durante 2002 (possuindo um total de 30 artigos citados), o índice desta revista será 0,361:

$$If = \frac{30}{83} = 0,361$$

Deste modo, o If é um índice que representa a importância relativa, para ser utilizado em comparações entre revistas do mesmo tema de estudo. Por isso, foi utilizado como um dos principais critérios na escolha das revistas a serem revisadas.

Apesar do índice de impacto não ser o único parâmetro para definir a importância das revistas, ele é um índice sistemático e confiável. Não por coincidência, as revistas que pelo menos possuem o índice de impacto calculado e estão na lista do ISI (mesmo que este índice seja pequeno) são aquelas amplamente consultadas e citadas (ISI Web of Knowledge 2005).

Tabela 1. Lista das revistas internacionais utilizadas na revisão bibliográfica, com busca refinada, classificadas por ordem decrescente de índice de impacto. O índice de impacto é relativo a 2003, o dado disponível mais atualizado (ISI Web of Knowledge 2005). (*) A revista *Biological Invasions* não está classificada e não possui índice de impacto.

Revista internacional	Índice de impacto
<i>Trends in Ecology and Evolution</i>	12,449
<i>Ecology Letters</i>	4,211
<i>Ecology</i>	3,701
<i>Journal of Ecology</i>	2,833
<i>Oikos</i>	2,142
<i>Biological Conservation</i>	2,056
<i>Journal of Tropical Ecology</i>	0,961
<i>Biological Invasions</i>	(*)

Busca dos artigos sobre o tema de interesse

Para encontrar todos os artigos relacionados a invasões biológicas por plantas terrestres, foram consultados todos os índices de conteúdo das oito revistas, nos volumes publicados entre janeiro de 1995 e dezembro de 2004. A seleção dos artigos foi feita a partir do título e do resumo do artigo e quando estes deixavam dúvidas quanto ao conteúdo, foi lida parte do artigo.

Artigos teóricos sobre invasão biológica em geral, que consideravam tanto plantas quanto animais, também foram incluídos. Não foram considerados os artigos exclusivamente sobre plantas aquáticas, fungos e animais, além dos trabalhos que estudaram plantas introduzidas ou exóticas, mas que não abordaram o fenômeno da invasão. Também foram excluídos artigos sobre plantas daninhas, pois dizem respeito a plantas indesejáveis na agricultura.

As pesquisas foram realizadas por meio das páginas eletrônicas oficiais de cada revista, disponíveis na rede mundial de computadores (WWW), ou pela leitura de periódicos em biblioteca.

Para confirmar que nenhum artigo havia sido ignorado através dessa busca, também foi utilizada a busca por palavra-chave nas páginas eletrônicas oficiais das revistas, comparando-se os resultados dos dois métodos. Nesta busca, foram utilizados os seus formulários de busca avançada, por meio de parte da palavra, inserindo o termo “inva???” no campo de busca por título, *abstract* e palavra-chave. Deste modo, retornaram resultados com artigos que continham palavras que começavam com “inva”, com o objetivo de filtrar palavras como “*invasion*”, “*invader*”, “*invasibility*”, “*invaseveness*” etc.

Classificação e análise dos artigos

Após a etapa anterior, todos os artigos selecionados sobre invasão biológica foram lidos para serem posteriormente classificados de acordo com as características descritas na tabela 2.

Os artigos foram classificados conforme a data de publicação, e quanto ao caráter teórico ou prático (estudos de caso) (tabela 2). Os artigos teóricos se caracterizavam por abordar as definições, hipóteses, teorias ou modelos relacionados à invasão biológica; seus conteúdos eram mais abrangentes e generalistas, pois não determinavam espécies ou locais. Já os artigos sobre estudos de caso eram aqueles referentes a pesquisas empíricas, realizadas em locais específicos, ou sobre determinadas espécies de plantas terrestres.

Os artigos teóricos foram classificados em três tipos básicos: modelagem, síntese de evento, e essencialmente teórico. Os primeiros eram artigos que propunham modelos matemáticos para explicar ou prever padrões ecológicos. Já as sínteses de eventos descreviam as principais discussões e conclusões resultantes de congressos, simpósios ou reuniões sobre invasões biológicas. Os artigos essencialmente teóricos discorriam sobre definições, teorias, hipóteses e proposições sobre o tema. Também foram classificados pelo tema abordado, baseando-se nas principais perguntas pertinentes ao assunto (tabela 2).

Tabela 2. Critérios de classificação dos artigos.

Artigos teóricos	Tipo <ol style="list-style-type: none"> 1. Modelagem 2. Síntese de evento 3. Essencialmente teórico
	Tema <ol style="list-style-type: none"> 1. Poder de invasão 2. Suscetibilidade à invasão 3. Previsão de invasão 4. Impacto da invasão 5. Controle da invasão
Artigos de estudos de caso	Tema <ol style="list-style-type: none"> 1. Poder de invasão 2. Suscetibilidade à Invasão 3. Capacidade de prever invasão 4. Prevenção/Controle 5. Impacto da invasão 6. Diagnóstico da invasão
	Local de Estudo <ol style="list-style-type: none"> 1. Américas do Sul e Central 2. América do Norte 3. Ásia 4. África 5. Europa 6. Oceania 7. Regiões Ártica e Antártica
	Região/Vegetação <ol style="list-style-type: none"> 1. Tropical 2. Não tropical 3. Experimental
	Tipo de planta <ol style="list-style-type: none"> 1. Gramínea 2. Herbácea não gramínea 3. Arbórea 4. Arbustiva 5. Outra
	Origem da planta invasora <ol style="list-style-type: none"> 1. Américas do Sul e Central 2. América do Norte 3. Ásia 4. África 5. Europa 6. Oceania 7. Regiões Ártica e Antártica

Os artigos teóricos foram analisados quanto às teorias propostas. Foi feita uma revisão e uma síntese das principais idéias apresentadas.

Os artigos sobre estudos de caso foram classificados a partir dos critérios descritos na tabela 2. A partir dessas classificações, foram quantificados os diferentes tipos de estudos de caso.

Para classificar os artigos quanto ao local onde o estudo de caso foi realizado, primeiramente foi considerado o continente ao qual o ecossistema está relacionado. Outra classificação foi feita entre ambiente tropical e ambiente não tropical. Essa distinção entre trópico e não trópico foi baseada em Wallace (1876), Cox (2001) e Osborne (2000). Estudos realizados em estufas ou em laboratório foram classificados como experimentais. No caso de ecossistemas ligados politicamente a países que fazem parte das regiões não tropicais mas que geograficamente se encontram na faixa dos trópicos e/ou apresentam ecossistemas com características tropicais foram considerados tropicais. Um exemplo é o Havaí, que foi classificado como “América do Norte” e como “tropical”.

Os resultados da classificação dos artigos quanto aos critérios descritos foram expressos sob a forma de gráficos de barras ou gráficos de roscas. Alguns dos critérios também foram relacionados entre si, por meio de gráficos de dispersão de bolhas.

Resultados

Geral

Foram publicados aproximadamente 6880 artigos nas oito revistas estudadas, no período de janeiro de 1995 a dezembro de 2004, sobre os mais variados assuntos em Ecologia. Dentre eles, foi encontrado um total de 239 artigos sobre plantas invasoras em ambientes terrestres (tabela 3).

Tabela 3: Número de artigos publicados sobre plantas invasoras em ambientes terrestres nas oito revistas analisadas, no período de 1995 a 2004. (E): Estudos de caso; (T): Artigos teóricos; BC: Biological Conservation; BI: Biological Invasions; EC: Ecology; EL: Ecology Letters; JE: Journal of Ecology; JT: Journal of Tropical Ecology; OK: Oikos; TR: Trends in Ecology and Evolution. Revistas criadas após 1995 estão com “*” nos anos em que não haviam sido criadas.

Ano	BC			BI			EC			EL			JE			JT			OK			TR		Total
	(E)	(T)	Total	(E)	(T)	Total	(E)	(T)	Total	(E)	(T)	Total	(E)	(T)	Total	(E)	(T)	Total	(E)	(T)	Total	(T)	Total	
1995	2	0	2	*	*	*	1	0	1	*	*	*	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4
1996	3	6	9	*	*	*	2	7	9	*	*	*	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	19
1997	0	0	0	*	*	*	1	0	1	*	*	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1998	4	0	4	*	*	*	3	0	3	*	*	*	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	2	10
1999	0	1	1	13	4	17	2	1	3	2	0	2	2	0	2	0	0	0	0	1	1	1	1	27
2000	2	0	2	7	2	9	0	1	1	2	1	3	1	1	2	2	0	2	2	0	2	2	2	23
2001	7	0	7	8	0	8	1	0	1	3	0	3	0	0	0	0	0	0	2	3	5	3	3	27
2002	2	0	2	16	0	16	4	0	4	1	1	2	1	0	1	1	1	2	4	2	6	6	6	39
2003	1	0	1	8	3	11	8	2	10	2	0	2	3	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	30
2004	1	0	1	18	5	23	7	4	11	6	2	8	3	1	4	2	0	2	5	1	6	4	4	59
Total	22	7	29	70	14	84	29	15	44	16	4	20	11	2	13	6	1	7	17	7	24	18	18	239

A produção de artigos, nas revistas que foram aqui consideradas, sobre invasão biológica por plantas mostra uma tendência de aumento ao longo do tempo, tanto dos teóricos quanto dos estudos de caso (figura 2).

Figura 2. Número de artigos publicados sobre plantas invasoras em ambientes terrestres no período de 1995 a 2004, nas oito revistas consultadas. A: número total (barras laranjas) e média de artigos publicados por revista, por ano (linha azul); B: estudos de casos (barras vermelhas) e teóricos (barras azuis) separadamente.

O número maior de publicações em 1996 (quando comparado com 1995 e 1997) se justifica pela edição de um número especial da revista *Ecology* (volume 77, número 6, em setembro de 1996: “*Advances in Invasion Ecology*”), que publicou um total de 5 artigos exclusivamente sobre invasão

biológica. Neste mesmo ano, a revista *Biological Conservation* publicou dois números especiais sobre o assunto (volume 78, números 1 e 2, em outubro e novembro de 1996: “*Invasion Biology*”), contribuindo com 6 artigos. Já em 1997, o número de artigos publicados decaiu, provavelmente pelo “esgotamento” do tema com tantas publicações no ano anterior. O ano com maior número de artigos publicados foi 2004, com 59 artigos.

O número de revistas consideradas durante os dez anos foi variável, porque a revista *Ecology Letters* foi criada em 1998 e a revista *Biological Invasions* foi criada em 1999. Portanto, para investigar se o número diferente de revistas estaria contribuindo de modo desigual para a tendência de aumento no número de artigos publicados nos últimos anos, foi calculada a média de artigos publicados por revista (figura 2 A). Essa média confirmou a tendência de aumento, apesar da criação das duas revistas após 1995. A própria criação da revista *Biological Invasions*, que é uma revista direcionada para o estudo de invasões biológicas, é um indício do aumento do número de artigos publicados sobre o tema, além do aumento do interesse sobre o fenômeno.

Considerando o total de artigos publicados no intervalo de tempo definido, a revista que mais publicou artigos sobre o tema foi a *Biological Invasions*, com 84 artigos (35,15%), seguida pela revista *Ecology*, com 44 artigos (18,41%). Em seguida, as revistas *Biological Conservation* (29 artigos; 12,13%), *Oikos* (24 artigos; 10,04%), *Ecology Letters* (20 artigos; 8,37%); *Trends in Ecology Evolution and Systematics* (18 artigos, 7,53%), *Journal of Ecology* (13 artigos; 5,44%) e *Journal of Tropical Ecology* (7 artigos; 2,93%) (figura 3, tabela 3).

Dos 239 artigos, 171 (71,55%) são estudos de caso e 68 (28,45%) são artigos teóricos (figura 4).

Figura 3. Número de artigos publicados sobre plantas invasoras no período de 1995 a 2004, nas oito revistas consultadas. BC = Biological Conservation; BI = Biological Invasions; EC = Ecology; EL = Ecology Letters; JE = Journal of Ecology; JT = Journal of Tropical Ecology; OK = Oikos; TR = Trends in Ecology and Evolution.

Figura 4. Número de artigos teóricos e estudos de caso publicados sobre plantas invasoras no período de 1995 a 2004, nas oito revistas consultadas.

Estudos de caso

Entre as oito revistas analisadas, a revista que mais publicou estudos de caso foi a *Biological Invasions* (70 artigos; 40,94%), seguida por *Ecology* (29 artigos; 16,96%), *Biological Conservation* (22 artigos; 12,87%), *Oikos* (17 artigos; 9,94%), *Ecology Letters* (16 artigos; 9,36%), *Journal of Ecology* (11 artigos; 6,43%) e *Journal of Tropical Ecology* (6 artigos; 3,51%) (tabela 3 e anexo 1). A revista *Trends in Ecology Evolution and Systematics* não publicou estudos de caso no período considerado, provavelmente porque apresenta um perfil mais teórico.

Nos estudos de caso, o tema mais abordado foi a suscetibilidade à invasão de determinado ambiente (43 artigos; 25,15%), seguido do efeito/impacto da invasão (36 artigos; 21,05%), do poder de invasão da planta (32 artigos; 18,71%), do diagnóstico da invasão (26 artigos; 15,20%), do poder de invasão e suscetibilidade à invasão (23 artigos; 13,45%) e da prevenção/controle (5 artigos; 2,92%); os outros temas (ou mais de um ao mesmo tempo) tiveram apenas um artigo (tabela 3 e figura 5).

Figura 5. Número de artigos referentes a estudos de caso publicados com diferentes temas sobre plantas invasoras, no período de 1995 a 2004, nas oito revistas consultadas.

A maioria dos estudos de caso pesquisou apenas um tipo de planta invasora (117 artigos; 68,42%). Nestes estudos que se restringiram a apenas um tipo, a maioria era sobre herbáceas (exceto gramíneas, 42 artigos; 35,90%) e gramíneas (34 artigos, 29,06%). Portanto, todas as herbáceas, incluindo as gramíneas, são responsáveis por mais da metade desses estudos de caso (64,96%) (figura 6). Os estudos de caso sobre arbustivas somaram 21 artigos (17,95%) e as arbóreas, 20 (17,09%).

Figura 6. Número de artigos de estudos de caso publicados com apenas um tipo de planta.

O local mais freqüente da realização dos estudos de caso foi a América do Norte, com mais da metade dos estudos de caso, totalizando 92 artigos (53,50%), seguido da Europa (21 artigos; 12,28%), Oceania (16 artigos; 9,36%), Américas do Sul e Central (13 artigos; 7,60%), e África (11 artigos; 6,43%), América do Norte e Europa (4 artigos; 2,34%) e Regiões ártica e antártica (2 artigos; 1,17%) (figura 7). Apenas 7 artigos estudaram mais de dois locais (4,09%). Há uma grande concentração dos artigos na América do Norte e Europa, em contraste com a pouca quantidade de artigos sobre a América Central e do Sul, África e Ásia.

Figura 7. Número de artigos de estudos de caso publicados em diferentes locais de estudo.

Classificando os locais de estudo em tropicais ou não, observou-se que a proporção de estudos de caso desenvolvidos em locais não tropicais foi muito superior (98 artigos) do que os estudos de caso em ambientes tropicais (46). Alguns artigos foram realizados em laboratório ou estufas (17) e outros abordaram tanto ambientes tropicais quanto não tropicais (10) (figura 8).

Figura 8. Número de artigos de estudos de caso publicados em ambientes tropicais, não tropicais, em ambos (misto) ou em laboratório/condições experimentais (experimentais)

Como muitos estudos de casos abordaram mais de uma espécie de plantas, havia diversos locais de origem destas plantas envolvidos; também havia espécies cuja origem era relatada a dois ou mais locais diferentes. Por isso, 89 artigos apresentavam mais de um local de origem da(s) planta(s) invasora(s) envolvida(s) (figura 9B). Oito estudos de caso abordaram espécies cujas origens não puderam ser identificadas. Naqueles em que apenas um local de origem foi estudado, as origens mais frequentes das plantas foram Ásia e Europa (20 e 18 artigos, respectivamente), seguidos de América do Norte (14 artigos), Américas do Sul e Central (11 artigos), África (7 artigos) e Oceania (4 artigos). Entre os estudos de caso que consideraram dois locais de origem, 15 artigos tratavam sobre espécies nativas da Europa e da Ásia (figura 9).

Figura 9. Número de artigos de estudos de caso publicados sobre plantas com diferentes origens. A: apenas um local de origem; B: mais de um local de origem.

Nos estudos de caso com apenas um local de estudo e com apenas um local de origem da planta invasora, relacionando os dois tipos de locais, foi encontrada uma grande parcela de artigos cujo estudo ocorreu na América do Norte, sobre espécies invasoras nativas da Ásia (16 artigos) e espécies invasoras nativas da Europa (14 artigos) (figura 10).

Figura 10: Número de artigos de estudos de caso publicados sobre plantas invasoras com apenas um local de origem (exceção para “Europa e Ásia”).
 Legenda dos eixos: 1: Américas do Sul e Central; 2: América do Norte; 3: Ásia; 4: África; 5: Europa; 6: Oceania; 7: Antártica; 8: Europa e Ásia.

Nos estudos de caso com apenas um local de estudo e com apenas um tipo de planta, foi encontrado um maior número de publicações sobre gramíneas e outras herbáceas na América do Norte, somando 74 artigos (figura 11).

Nos estudos de caso com um tipo de planta invasora e apenas um local de origem, observou-se uma quantidade maior de artigos sobre gramíneas invasoras originárias da Europa (18 artigos) e da Ásia (19 artigos) (figura 12).

Figura 12: Número de artigos de estudos de caso publicados sobre plantas invasoras com apenas um local de origem (exceção para “Europa e Ásia”) e um tipo de planta. Legenda dos eixos: Local de origem: 1: Américas do Sul e Central; 2: América do Norte; 3: Ásia; 4: África; 5: Europa; 6: Oceania; 7: Antártica; 8: Europa e Ásia. Tipo de planta: 1: herbácea não gramínea; 2: gramínea; 3: arbustiva; 4: arbórea.

Artigos teóricos

A revista com maior número de publicações de artigos teóricos foi a *Trends in Ecology Evolution and Systematics* (18 artigos; 26,47%), seguida de *Ecology* (15 artigos; 22,06%), *Biological Invasions* (14 artigos; 20,59), *Biological Conservation* e *Oikos* com 7 artigos cada (10,29% cada), *Ecology Letters* (4 artigos; 5,88%), *Journal of Ecology* (2 artigos; 2,94%) e *Journal of Tropical*

Ecology (1 artigo; 1,47%) (tabela 3). Entre os artigos teóricos, a maioria é do tipo “essencialmente teórica” (42 artigos), seguida dos artigos que propõem modelos (18 artigos), enquanto as sínteses de eventos totalizaram 8 artigos.

A maioria dos artigos teóricos abordou o poder de invasão da espécie (18 artigos; 26,47%), seguido da suscetibilidade à invasão (14 artigos; 20,59%) e do efeito/impacto da invasão (13 artigos; 19,12%) (figura 13).

Figura 13. Número de artigos teóricos publicados com diferentes temas sobre plantas invasoras, no período de 1995 a 2004, nas oito revistas consultadas.

Padronização da terminologia

Neste trabalho, é proposta a padronização do uso de alguns termos referentes a plantas invasoras, tais como fases do processo e tipos de plantas, descritos na tabela 4 e esquematizados na figura 14 e baseados na literatura disponível. Os termos mais gerais também podem ser aplicados a animais. Essa proposta pode ser útil para a padronização do uso desses conceitos em planos de manejo, levantamentos florísticos, criação de banco de dados, educação ambiental (por exemplo nos materiais didáticos), legislação, publicação de dados científicos, entre outros.

Quanto à determinação de etapas do processo, foram encontradas algumas propostas na literatura. Sinteticamente, as fases da invasão biológica seriam definidas como **introdução**, **estabelecimento** e **disseminação**. Para a terminologia para plantas invasoras, são propostas neste trabalho duas grandes categorias de plantas, sendo que a segunda é subdividida em três tipos:

1. Plantas nativas
2. Plantas exóticas
 - 2.1. Plantas exóticas casuais
 - 2.2. Plantas naturalizadas
 - 2.3. Plantas invasoras

Figura 14. Etapas desde a importação de uma espécie exótica. Proposto com base em Sakai *et al.* (2001), Kolar & Lodge (2001) e Richardson *et al.* (2000).

Observar que as plantas naturalizadas e invasoras são necessariamente **exóticas**, portanto esse termo pode ser omitido.

Muitas vezes, não é possível ter certeza se uma espécie é exótica ou nativa, principalmente se é uma planta que está estabelecida há muito tempo em um local. Isso porque faltam muitos dados confirmados sobre possíveis introduções que ocorreram no passado. Daí a dificuldade em determinar com certeza se uma espécie é nativa ou se foi introduzida em um passado distante e não possui registros ou evidências. Essas plantas podem ser definidas como **plantas criptogênicas** (Carlton 1996). As espécies criptogênicas podem ser muito comuns, mas é difícil quantificá-las ou identificá-las. A utilização deste termo como outra categoria de definição seria útil, principalmente nos estudos mais refinados sobre plantas invasoras. Esse termo é uma medida de cautela, para não haver a rotulação indiscriminada entre plantas exóticas e nativas (Carlton 1996).

Tabela 4: Glossário com definições relacionadas à invasão biológica por plantas com base nas seguintes referências: a: Kolar & Lodge (2001); b: Carlton (1996); c: Lee (2002); d: Richardson et al. (2000); e: Mack (1996); f: Sakai et al. (2001); g: Prieur-Richard & Lavorel (2000); h: Williamson & Fitter (1996^a); i: Lonsdale (1999); j: Pitelli (1985) *apud* Soares et al. (2004).

Termo	Definição
Espécie nativa	Uma espécie encontrada em seu local de origem ^a , incluindo as invasões pré-históricas ^b . Sinônimo: espécie indígena.
Espécie exótica	Espécie nativa de outro habitat, não encontrada anterior e naturalmente em determinado local, introduzida no local devido à ação (intencional ou não, direta ou indireta) do ser humano ^{d, a} . Sinônimos: espécies não nativas, espécies não indígenas, espécies alienígenas ^d .
Espécie introduzida	Uma espécie exótica trazida a um local onde antes era ausente; pode ser capaz de se estabelecer ou não (casual); pode vir a ser uma invasora ou não ^c .
Espécie naturalizada	Uma espécie exótica com uma população auto-sustentável. Sinônimo: espécie estabelecida ^a .
Espécie exótica casual	As exóticas casuais são exóticas introduzidas em um novo local, mas que não se estabelecem (por vários motivos, por exemplo, a falta de adaptação ao clima), portanto não formam populações viáveis ^d .
Espécie invasora	Espécie exótica introduzida em um novo habitat, através da intervenção humana (intencional ou não) ^{a, d} ; a partir deste ponto de introdução, dissemina-se e se torna abundante ^a ; gera descendentes reprodutivos – geralmente em número elevado - e mantém populações durante muitos ciclos de vida, independentemente da intervenção posterior do ser humano; além disso, causa impactos em seu novo habitat ^j
Espécie criptogênica	Espécie que não pode ser classificada nem como nativa nem como exótica, por causa da falta de dados que poderia distinguir o movimento de plantas e animais mediado pelos seres humanos ao longo da história ^b .
Invasão biológica	É o processo de introdução, estabelecimento e disseminação de uma espécie invasora ^f ; a persistência de uma espécie invasora não é dependente da intervenção humana deliberada ^e .
Suscetibilidade à invasão	É a suscetibilidade intrínseca de uma comunidade ou ambiente vir a sofrer invasão (em inglês, <i>invasibility</i>) por espécies exóticas antes ausentes ^{g, h} .
Poder de invasão	O poder de invasão (em inglês, <i>invasiveness</i>) é a capacidade dinâmica de uma espécie exótica invadir com sucesso comunidades nas quais a espécie não existia anteriormente ^{g, i} .
Colonização	Expansão natural da espécie, ocupando novas áreas; distinta da invasão biológica ^c .
Pressão de propágulo	É o número de propágulos que chegam em um local ^h .
Planta daninha	É uma planta (não necessariamente exótica) que ocorre onde não é desejada e que, de algum modo, promove prejuízos às atividades do homem ^j (em inglês: <i>weed</i>). Termo associado ao universo agrônomo.

Discussão

As definições relacionadas às invasões biológicas estiveram presentes em grande parte dos trabalhos. Entretanto muitos conceitos distintos foram usados, inclusive ao definirem as mesmas coisas. Para facilitar a compreensão do processo, uma solução é padronizar os conceitos e adotar definições o mais completas possível, para não dar margem a mal-entendidos. Uma definição completa de plantas invasoras deve levar em conta a origem da planta, sua resposta ao novo ambiente e seus efeitos na biota local, além das etapas envolvidas no processo e o agente causador. Alguns autores não consideram apenas o ser humano como agente de introdução de espécies invasoras (Vermeij 1996; Carlton 1996), incluindo o resultado de mudanças climáticas e tectônicas e/ou expansões naturais. Entretanto, a colonização seria o termo mais adequado a esse tipo de transporte (Lee 2002) e as invasões devem ser consideradas apenas como resultado direto ou indireto da ação humana. O termo colonização, e não invasão, deve também ser o utilizado para descrever sucessão vegetal local (Richardson *et al.* 2000). Também não é adequado referir-se a uma planta nativa como invasora, mesmo quando sua abundância é muito maior do que outras nativas do ambiente. Além disso, é preferível utilizar o termo “plantas invasoras” apenas para invasões em ambientes naturais e “plantas daninhas” para o que ocorre em culturas agrícolas.

É preferível considerar que toda planta invasora é exótica, ou seja, não-nativa ao local invadido. Isso porque uma espécie nativa, por mais abundante que seja, teria sua distribuição regulada pelos mesmos fatores das outras nativas, pois também sofreu os mesmos regimes de seleção e seria “a esperada” ou “natural”. Portanto, não se deve usar o termo “planta exótica invasora”, pois seria redundante.

Ao longo da última década, houve uma tendência de aumento da publicação de artigos sobre plantas invasoras. Esse aumento já havia sido observado em trabalhos anteriores, como Kolar & Lodge 2001, que detectaram um grande aumento no número de publicações sobre as características das espécies invasoras (animais e plantas), no período de 1986 a 1999. Puth & Post (2005) revisaram mais de 800 artigos sobre invasão biológica em ambientes terrestres e aquáticos, a fim de analisar a fase da invasão investigada nos artigos e destacou que o número de publicações anuais havia quadruplicado entre 1995 e 2004. A maior atenção voltada para as

invasões é um avanço, pois este é um problema só menos degradador ao meio ambiente do que a perda e a fragmentação dos habitats. Mas uma observação mais refinada dessas publicações é necessária, a fim de estabelecer os temas menos explorados e que carecem de visibilidade. Este é o caso do presente trabalho, que traz informações inéditas sobre a comparação entre os estudos desenvolvidos em ambientes tropicais e não tropicais.

Dentre os artigos acerca de estudos de caso, houve uma grande heterogeneidade nos temas abordados. Entretanto, essa variedade não foi a mesma no caso dos locais de estudo e do tipo de planta invasora estudada. A maioria dos estudos se concentrou em ambientes da América do Norte (principalmente em ecossistemas da Califórnia), com o estudo de herbáceas invasoras. A maior parte dos artigos era composta por estudos em ambientes da América do Norte sobre plantas invasoras originárias da Europa ou Ásia. Provavelmente, isso se deve à própria história do continente norte-americano, que foi colonizado por europeus e cujo comércio sempre sofreu grande influência européia e asiática. A grande frequência de estudos sobre herbáceas se remete à natureza dos principais ecossistemas norte-americanos, entre eles aqueles onde as gramíneas e herbáceas predominam. Ambientes naturais das Américas do Sul e Central, como as florestas tropicais, foram pouquíssimo investigados nos artigos revisados, apesar da grande extensão territorial que ocupam e da imensa biodiversidade destes locais.

A maioria dos artigos foi desenvolvida em áreas de estudo localizadas em ambientes não tropicais. Paradoxalmente, a maior biodiversidade do Planeta se concentra em locais pouco representados nos artigos consultados, como América do Sul, América Central e África, que apresentam vários tipos de ecossistemas tropicais. Em termos de riqueza de espécies, a diferença é evidente: 85000 das 300000 espécies de plantas conhecidas estão na América do Sul e Central, enquanto na América do Norte estão 17000 espécies (Pimm 2005).

Os resultados sugerem que o problema da invasão biológica por plantas terrestres em ambientes tropicais não está sendo suficientemente publicado e – por consequência – não tem sido amplamente divulgado em revistas científicas nos últimos dez anos, embora mereça atenção especial. São várias as explicações possíveis, entre elas está o fato de todas as revistas serem originárias da Europa e América do Norte; pode-se supor que os artigos sobre ecossistemas

destes locais sejam preferencialmente aceitos, em detrimento àqueles sobre ecossistemas de outros locais do mundo. Também é possível que um menor número de artigos sobre plantas invasoras em ambientes tropicais tenham sido submetidos e aceitos nas revistas, quando comparados aos artigos sobre os outros tipos de ambientes. Um fator importante pode ser o menor número de centros de pesquisa e pesquisadores nos países em desenvolvimento. Não é possível testar essas hipóteses neste trabalho, mas algumas considerações podem ser feitas.

Apesar de todas as revistas consultadas serem editadas na Europa ou América do Norte, os critérios de seleção dos artigos não fazem distinção quanto aos locais onde os estudos foram desenvolvidos. Outros critérios são utilizados, tais como originalidade, abordagem ecológica, contribuição para a ciência ou interesse geral. A revista *Oikos*, por exemplo, apesar de ser editada pela "*Nordic Society OIKOS*", descreve que "não tem preconceito quanto a táxon, biomas ou áreas geográficas". Portanto, é pouco provável que haja uma escolha preferencial por ecossistemas temperados em detrimento aos ecossistemas tropicais, até mesmo por haver um grande curiosidade mundial em relação aos trópicos.

O número de artigos sobre ambientes tropicais submetidos não está disponível nas páginas eletrônicas oficiais das revistas consultadas, apenas os artigos aceitos. Por isso é difícil saber a proporção entre artigos enviados e artigos efetivamente aceitos e compará-la aos outros ambientes não tropicais. Baseando-se apenas pelos resultados desse trabalho é possível apenas supor que a produção de artigos sobre invasão nos trópicos realmente é pequena e está aquém da sua real importância.

A quantidade inferior de artigos sobre os trópicos pode estar relacionada com o fato de que a maioria dos ambientes tropicais se encontram em países em desenvolvimento. Uma vez que o conhecimento científico não é de patrimônio particular, geralmente as pesquisadas estão condicionadas ao financiamento das instituições governamentais (May 1998) e a parcela de verbas públicas destinadas ao desenvolvimento científico depende tanto da própria situação econômica quanto das políticas de investimento de cada país. Por exemplo, apenas 12 países desenvolvidos do mundo são responsáveis por 80% de todo investimento em pesquisa e desenvolvimento (May 1998), indicando que os países desenvolvidos dispõem de muito mais

apoio financeiro para pesquisa do que os países em desenvolvimento. Portanto, esse é um fator que certamente contribui para o desequilíbrio da produção científica entre países desenvolvidos e países em desenvolvimento, sendo que as publicações científicas são apenas um dos indicadores.

Os poucos artigos encontrados nas revistas aqui pesquisadas sobre plantas invasoras terrestres em ambientes tropicais, não significam necessariamente que existam poucos estudos efetivos sobre os trópicos. O que pode ser inferido é que os estudos não estejam formalizados em artigos publicados nas revistas aqui analisadas. Portanto, apesar da existência de estudos sobre esse tema (ver Instituto Hórus 2006; Pivello *et al.* 1999; Dislich *et al.* 2002), estes estão registrados apenas em instituições de pesquisa ou em meios menos visíveis ou de menor penetração na comunidade científica. A desvantagem em não se publicar um estudo é a menor divulgação das informações através de um método amplamente utilizado pelos cientistas. Projetos de conservação, planos de manejo, políticas ambientais – entre outros - precisam ser baseados em dados científicos comprovados. Por esse motivo, geralmente os artigos científicos são utilizados como base de dados.

A produção científica em revistas de grande distribuição e de alto impacto é um indicador dos principais estudos desenvolvidos internacionalmente. A pequena proporção de artigos publicados sobre os trópicos indica a carência de projeção mundial sobre esse assunto específico, além de destacar a falta de uma massa de dados consistentes e organizados, o que permitiria o avanço na compreensão do fenômeno. Do mesmo modo, acarreta em dificuldade de propor estratégias de conservação efetivas para os ambientes tropicais afetados que necessitam de base teórica e empírica sobre o agente de degradação nos seus locais de impacto.

A escassez de dados sobre os trópicos atinge todos os processos relacionados à invasão, desde a fase de diagnóstico até a de solução de problemas, passando pela caracterização de espécies invasoras, comunidades e habitats invadidos, bem como a previsão por meio de modelos.

A ecologia das plantas invasoras está se desenvolvendo rapidamente, mas baseada em dados teóricos e empíricos que não englobam toda a diversidade do Planeta, tanto de ambientes como de organismos. As desvantagens são muitas. Uma delas é a dificuldade em interpretar dados comparativos entre ambientes tropicais e ambientes não tropicais, por causa da menor quantidade

de dados do primeiro. Portanto, apesar do avanço da ecologia de plantas invasoras, ainda é difícil utilizar esse progresso nos ambientes tropicais, pois faltam informações baseadas nas diferenças entre eles, isto é, específicas a esses ecossistemas. Por exemplo, a importante discussão sobre o papel da diversidade do ambiente na sua vulnerabilidade à invasão poderia ser mais facilmente esclarecida com mais estudos nos trópicos, pois são ambientes altamente diversos. Por enquanto, não é possível medir a real diferença entre a suscetibilidade à invasão em ambientes tropicais e temperados, pois erroneamente pode parecer que os ambientes tropicais são muito menos invadidos, quando isso pode ser o resultado de um diagnóstico ainda muito inicial. Lonsdale (1999) comparou o “Velho” e o “Novo Mundo”, analisando dados disponíveis sobre suscetibilidade à invasão nessas duas regiões, baseado em listas de flora de 184 locais. Entre outras conclusões, apontou que o Novo Mundo seria menos suscetível à invasão, mesmo concordando que havia pouca informação sobre a América do Sul e Ásia. Novos dados sobre essas regiões podem abrir discussões acerca desses resultados e sobre outras perguntas que continuam em aberto. O grande contraste entre a grande quantidade de informações sobre Europa e América do Norte e a escassa publicação sobre a América do Sul, Ásia e África pode levar a conclusões distorcidas quando se comparam regiões mais ou menos invadidas e espécies exóticas mais ou menos propensas à invasão.

Em mais um exemplo da falta de dados sobre os trópicos, Pyšek (1998) analisou a flora não nativa de 26 regiões em diferentes partes do Planeta na tentativa de englobar diversos tipos de habitats, com a intenção de detectar um padrão taxonômico das invasões biológicas por planta. Entretanto, a América do Sul foi representada apenas pelo Chile e Argentina. O Brasil, maior país desse continente, não foi pesquisado, por não dispor de uma lista completa sobre espécies não nativas: um dos requisitos para fazer parte desse estudo.

São fundamentais as informações que possibilitam prever as invasões, pelo simples motivo de permitirem a otimização dos esforços para o controle de invasoras (Mack 1996). Os modelos que pretendem determinar o potencial de invasão necessitam de informações sobre espécies e gêneros, que precisam ser alvos de estudos mais detalhados. Como esses dados ainda não estão disponíveis para diversas espécies, é difícil fazer tal previsão (Goodwin *et al.* 1999). Outro aspecto que carece de dados são as características dos ambientes suscetíveis à invasão. Os

ecossistemas diferem em sua suscetibilidade à invasão, assim como em suas respostas ecológicas e evolutivas a essas invasões (Lonsdale 1999). Também são distintos em relação ao histórico de perturbações antrópicas. Portanto, fica clara a necessidade de compreender essas diferenças, pesquisando-se todos os ambientes de modo equilibrado.

Ainda há muito a ser respondido sobre as causas, conseqüências e controle de invasões biológicas (Vermeij 1996). Entretanto, no caso de ecossistemas em ambientes temperados, a corrida por essas respostas já se iniciou há muito tempo e gerou ampla produção científica. As plantas invasoras nos trópicos aguardam a atenção mundial.

Apesar da discrepância na quantidade de produção científica sobre plantas invasoras em ambientes não tropicais comparada à de ambientes tropicais, a biologia das invasões tem englobado uma grande variedade de temas, cada vez mais avançados, ou seja, não se limitando ao simples diagnóstico do processo. Mas ainda é preciso amadurecer as discussões, pois na maioria dos artigos, as investigações empíricas se limitavam apenas às características da espécie invasora ou às do ambiente invadido. Os estudos sobre invasões devem ser mais integradores, considerando tanto a espécie quanto o ambiente. Um dos temas mais abordados pelos estudos revisados sobre o poder de invasão foi a capacidade competitiva de exóticas e nativas. Quanto ao ambiente, a disponibilidade de recursos foi apontada como importante variável para a suscetibilidade a invasões. Uma vez que a competição pode ocorrer em diversos níveis de organização e em processos ecológicos diferentes, tal como a utilização de recursos, a espécie invasora e o ambiente invadido interagem bilateralmente para o sucesso ou não da invasão. Por isso é necessário estudar o fenômeno das invasões de maneira mais ampla, considerando a interdependência entre ambiente e as espécies que o compõem.

As características apontadas que incrementariam o poder de invasão de certas espécies exóticas e os fatores que as influenciam não são exclusivas das espécies invasoras e se remetem à dinâmica de populações em geral. Qualquer população tem sua permanência no ambiente determinada pelo modo como utiliza os recursos disponíveis, pelo modo como se defende ou sobrevive aos inimigos naturais (por exemplo os herbívoros) ou por suas adaptações ao ambiente físico. O estudo do potencial de invasão deve ser desenvolvido à luz da Ecologia de Populações, e

não à parte dela. Percebe-se muitas vezes que as plantas invasoras são estudadas como espécies excepcionais, com “regras” e padrões próprios. Isso é mais constante nos estudos que focalizam a espécie, deixando de relacioná-la com seu habitat de origem, com o ambiente invadido ou com a biota nativa invadida. O poder de invasão pode ser uma característica da espécie, mas é preferível considerá-lo como um conjunto de características que só se configuram como poder de invasão quando combinadas com ambientes que as favoreçam como tal. Como afirmou Bazzaz (1986): “O colonizador e o colonizado são parceiros no processo”, referindo-se às invasões por plantas e defendendo uma abordagem que leva em conta tanto o ambiente invadido quanto a espécie invasora.

Uma abordagem que considera as espécies invasoras e o ambiente invadido é a hipótese da liberação do inimigo (ERH, da sigla em inglês de *enemy release hypothesis*). O efeito da ação de inimigos de espécies nativas e exóticas pode ser apontado como uma característica da comunidade invadida e não apenas relacionado ao poder de invasão. Portanto é um fator que diz respeito tanto ao poder de invasão de uma espécie quanto à resistência (e suscetibilidade) do ambiente a invasões. Ou seja, pode ser visto como um mecanismo que afeta a competição entre nativas e exóticas, a qual está ligada à resistência biótica (Levine *et al.* 2004). Mas essa hipótese ainda divide pesquisadores e os que a refutam baseiam-se no fato de que as espécies exóticas não são menos afetadas por inimigos do que as nativas, em um mesmo local (Colautti & MacIsaac 2004). A ERH é difícil de ser testada, pois para isso seria necessário determinar os impactos dos herbívoros nativos nas plantas nativas, no nível populacional. A abundância das plantas raramente é limitada pelos herbívoros nativos. Portanto é pouco provável que elas se beneficiem do escape aos herbívoros (“inimigos”) quando são introduzidas em um ambiente exótico (Maron & Vilá 2001). Experimentalmente, a ERH é evidenciada em alguns estudos (DeWalt *et al.* 2004) e não em outros (Agrawal & Kotanen 2003). Enquanto a importância do controle dos inimigos no poder de invasão não é totalmente esclarecida, é necessário não aceitar a ERH indiscriminadamente.

Outro tema freqüente nos artigos foi a capacidade de prever as invasões e os métodos mais adequados para tanto. Entre os métodos propostos estão as listas de espécies invasoras em potencial, que geralmente se baseiam em espécies que já possuem registros como invasoras em outros locais ou em espécies que apresentam características de invasoras em seus habitats

nativos. As limitações dessa abordagem são várias: os indivíduos que invadem um local podem não ser uma amostra representativa daquela espécie, pois há a variabilidade genética entre indivíduos e populações. Ainda mais se fazem parte de linhagens selecionadas (por exemplo espécies cultivadas como ornamentais) ou então se convivem há muito tempo com a biota invadida, podendo ter evoluído por passarem pelas pressões evolutivas no novo local.

As listas em geral não consideram a heterogeneidade dos ambientes como um fator que interfere no sucesso das invasões. O ambiente invadido usado como exemplo para uma lista pode diferir dos ambientes ainda não invadidos e que utilizarão as listas para evitar as futuras invasões. Por isso, uma espécie que invade determinado ambiente pode não se comportar como invasora em outro ambiente diferente, pois as condições locais também interferem no sucesso da invasão. Deste modo, dois tipos principais de erro podem ocorrer: listas de espécies invasoras em potencial muito generalizadas e abrangentes e listas que ignoram espécies potencialmente invasoras que ainda não foram introduzidas fora de seu local de origem. O mesmo risco existe na criação de listas de espécies exóticas “permitidas”, isto é, espécies introduzidas e sem registros como invasoras.

É importante destacar que há muita informação sobre invasões bem sucedidas, mas pouca sobre invasões que falharam (Kowarik 1995). A maioria dos estudos não compara as exóticas efetivamente invasoras com as exóticas que não obtiveram sucesso ou com as nativas mais relacionadas, baseando-se em informações mais restritas às espécies invasoras. Essas comparações trariam evidências sobre as características das plantas que realmente moldam seu poder de invasão, principalmente porque também moldam sua capacidade competitiva. Entretanto, reconhece-se a dificuldade de realizar tais estudos comparativos, pois é mais fácil reconhecer uma invasão em desenvolvimento do que uma colonização por exóticas que não levará a uma invasão bem sucedida. Provavelmente porque as exóticas só são percebidas como ameaça à biota nativa quando atingem uma ampla distribuição e alta abundância. Isso também é uma desvantagem para conservação, pois a detecção tardia dificulta o controle das invasoras e a contenção de seus efeitos deletérios.

Investigar as características de invasores em potencial e de ambientes mais ou menos suscetíveis a invasões é fundamental. Mas há uma variável imprevisível em termos ecológicos: a ação do ser humano nas introduções de espécies exóticas. Portanto, deve ser considerada como fator determinante para as invasões, além das próprias espécies invasoras e dos ambientes invadidos. A maioria dos artigos ignorou a variável da interferência humana nas invasões. Grande parte das espécies invasoras são espécies que foram introduzidas intencionalmente pelo ser humano para fins comerciais, como ornamentação e cultivo de alimentos. Segundo Crosby (2003), elementos históricos sobre a pré-história, a colonização das Américas e Oceania, as rotas de comércio - e atualmente a globalização – podem ser a chave para explicar o que já ocorreu e auxiliar nas medidas preventivas e de contenção.

Provavelmente, as introduções que começaram a ser documentadas remetem-se aos períodos de comércio internacional entre Europa e Ásia e também na época da colonização das Américas. Coletar dados sobre as regiões que agiram como doadoras de espécies, sobre as regiões que foram invadidas e sobre as espécies exóticas que se tornaram invasoras em uma abordagem biogeográfica facilita a construção do histórico das invasões. Essa retrospectiva é importante para traçar o real diagnóstico em dimensão global, assim como para prever os padrões futuros. Em especial, nas regiões que sofreram o processo de colonização, as invasões biológicas podem ter se iniciado com o contato dos povos estrangeiros, pela oportunidade que se abriu: novas rotas gigantescas de comércio, cujas viagens levavam acidentalmente ou não espécies para novos locais além das introduções propositais, como as espécies de cultivo.

É preciso considerar que as causas das invasões provavelmente se alterarão no futuro, pois as rotas de introdução (como o tráfego internacional de produtos de comércio) variam de acordo com as pressões de mercado e com as políticas de cada país (Everett 2000). Um exemplo é a extrema facilidade de compra e venda de sementes por meio do comércio eletrônico, fato que poucos poderiam prever décadas atrás.

No meio das rotas de comércio e de interesses individuais, a legislação entra como ferramenta de acordo para o controle de introduções indiscriminadas de espécies exóticas. Apesar das dificuldades em propor leis que satisfaçam diferentes países e que, ao mesmo tempo, visem a

precaução das invasões e que aliem interesses econômicos de espécies de interesse comercial, é necessário criá-las e colocá-las em prática.

Conclusão

É crescente o número de publicações sobre o fenômeno da invasão, o que é reflexo de um maior interesse por esse importante processo degradador. Nessa produção científica, os temas abordados foram muito diversificados. Entretanto, foi observado um grande desequilíbrio nas publicações sobre plantas invasoras nos diferentes ecossistemas: apenas uma parte muito pequena de todos os artigos revisados se referia a estudos realizados em ambientes tropicais. A grande parte dos estudos revisados tem como enfoque ecossistemas temperados, localizados em países desenvolvidos. Esses países apresentam maior poder econômico e maior investimento em pesquisa do que os países em desenvolvimento, nos quais os ambientes tropicais geralmente se inserem. É necessário reverter esse quadro e estabelecer um número maior de pesquisas sobre plantas invasoras nos ambientes tropicais. Eles são os ambientes mais biodiversos do mundo e que sofrem as maiores ameaças a sua biodiversidade, e não têm recebido a devida atenção na última década.

Referências Bibliográficas

- Agrawal A.A. & Kotanen P.M. (2003) Herbivores and the success of exotic plants: a phylogenetically controlled experiment. *Ecology Letters* 6, 712-715
- Almasi K.N. (2000) A non-native perennial invades a native forest. *Biological Invasions* 2, 219-230
- Alpert P. & Maron J.L. (2000) Carbon addition as a countermeasure against biological invasion by plants. *Biological Invasions* 2, 33-40
- Ayres D.R., Smith D.L., Zaremba K., Klohr S. & Strong D.R. (2004) Spread of exotic cordgrasses and hybrids (*Spartina* sp.) in the tidal marshes of San Francisco Bay, California, USA. *Biological Invasions* 6, 221-231

- Barlow N.D. & Kean J.M. (2004) Resource abundance and invasiveness: a simple model. *Biological Invasions* 6, 261-268
- Barton A.M., Brewster L.B., Cox A.N. & Prentiss N.K. (2004) Non-indigenous woody invasive plants in a rural New England town. *Biological Invasions* 6, 205-211
- Bazzaz F.A. (1986) *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beckstead J. & Parker I.M. (2003) Invasiveness of *Ammophila arenaria*: release from soil-borne pathogens? *Ecology* 84, 2824-2831
- Beckstead J. & Augspurger C.K. (2004) An experimental test of resistance to cheatgrass invasion: limiting resources at different life stages. *Biological Invasions* 6, 417-432
- Bellingham J., Duncan P., Lee G. & Buxton P. (2004) Seedling growth rate and survival do not predict invasiveness in naturalized woody plants in New Zealand. *Oikos* 106, 308-316
- Blossey B. & Notzold R. (1999) Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology* 83, 887-889
- Bond J.M., Veenendaal E.M., Hornby D.D. & Gray A.J. (2002) Looking for progenitors: a molecular approach to finding the origins of an invasive weed. *Biological Invasions* 4, 349-357
- Booth M.S., Caldwell M.M. & Stark J.M. (2003) Overlapping resource use in three Great Basin species: implications for community invasibility and vegetation dynamics. *Journal of Ecology* 91, 36-48
- Bosssdorf O., Prati D., Auge H. & Schmid B. (2004) Reduced competitive ability in an invasive plant. *Ecology Letters* 7, 346-353
- Brändle M., Stadler J., Klotz S. & Brandl R. (2003) Distributional range size of weedy plant species is correlated to germination patterns. *Ecology* 84, 136-144
- Brandon A.L., Gibson D.J. & Middleton B.A. (2004) Mechanisms for dominance in an early successional old field by the invasive non-native *Lespedeza cuneata* (Dum. Cours.) G. Don. *Biological Invasions* 6, 483-493
- Briese D.T. (1996) Biological control of weeds and fire management in protected natural areas: Are they compatible strategies? *Biological Conservation* 77, 135-141
- Brooks M.L. (1999) Habitat invasibility and dominance by alien annual plants in the Western Mojave Desert. *Biological Invasions* 1, 325-337

- Brown B.J., Mitchell R.J. & Graham S.A. (2002) Competition for pollination between an invasive species (*Purple loosestrife*) and a native congener. *Ecology* 83, 2328-2336
- Brown R.L. & Fridley J.D. (2003) Control of plant species diversity and community invasibility by species immigration: seed richness versus seed density. *Oikos* 102, 15-24
- Brown R.L. & Peet R.K. (2003) Diversity and invasibility of southern appalachian plant communities. *Ecology* 84, 32-39
- Bruno J.F., Kennedy C.W., Rand T.A. & Grant M.B. (2004) Landscape-scale patterns of biological invasions in shoreline plant communities. *Oikos* 107, 531-540
- Buckley Y.M., Downey P., Fowler S.V., Hill R., Memmot J., Norambuena H., Pitcairn M., Shaw R., Sheppard A.W., Winks C., Witterberg R. & Rees M. (2003) Are invasives bigger? A global study of seed size variation in two invasive shrubs. *Ecology* 84, 1434-1440
- Burke M.J.W. & Grime J.P. (1996) An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77, 776-790
- Byers J.E. & Noonburg E.G. (2003) Scale dependent effects of biotic resistance to biological invasion. *Ecology* 84, 1428-1433
- Byers J.E. (2002) Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos* 97, 449-458
- Callaway R.M., Newingham B., Zabinski C.A. & Mahall B.E. (2001) Compensatory growth and competitive ability of an invasive weed are enhanced by soil fungi and native neighbours. *Ecology Letters* 4, 429-433
- Callaway R.M., DeLuca T.H. & Belliveau W.M. (1999) Biological-control herbivores may increase competitive ability of the noxious weed *Centaurea maculosa*. *Ecology* 80, 1196-1201
- Callaway R.M., Kikvidze Z. & Kikodze D. (2000) Facilitation by unpalatable weeds may conserve plant diversity in overgrazed meadows in the Caucasus Mountains. *Oikos* 89, 275-282
- Callaway R.M., Mahal B.E., Wicks C., Pankey J. & Zabinski C. (2003) Soil fungi and the effects of an invasive forb on grasses: neighbor identity matters. *Ecology* 84, 129-135
- Callaway R.M., Thelen G.C., Barth S., Ramsey P.W. & Gannon J.E. (2004) Soil fungi alter interactions between the invader *Centaurea maculosa* and north american natives. *Ecology* 85, 1062-1071
- Cappuccino N. (2004) Allee effect in an invasive alien plant, pale swallow-wort *Vincetoxicum rossicum* (Asclepiadaceae). *Oikos* 106, 3-8

- Carlton J.T. (1996) Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77, 1653-1655
- Case C.M. & Crawley M.J. (2000) Effect of interspecific competition and herbivory on the recruitment of an invasive alien plant: *Conyza sumatrensis*. *Biological Invasions* 2, 103-110
- Cassidy T.M., Fownes J.H. & Harrington R.A. (2004) Nitrogen limits an invasive perennial shrub in forest understory. *Biological Invasions* 6, 113-121
- Chaneton E.J., Perelman S.B., Omacini M. & Le+n R.J.C. (2002) Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate pampa grasslands. *Biological Invasions* 4, 7-24
- Claridge K. & Franklin S.B. (2002) Compensation and plasticity in an invasive plant species. *Biological Invasions* 4, 339-347
- Cleland E.E., Smith M.D., Andelman S.J., Bowles C., Carney K.M., Claire Horner-Devine M., Drake J.M., Emery S.M., Gramling J.M. & Vandermast D.B. (2004) Invasion in space and time: non-native species richness and relative abundance respond to interannual variation in productivity and diversity. *Ecology Letters* 7, 947-957
- Colautti R.I. & MacIsaac H.J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity & Distributions* 10, 135-141
- Colautti R.I., Ricciardi A., Grigorovich I.A. & MacIsaac H.J. (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters* 7, 721-733
- Corbin J.D. & D'Antonio C.M. (2004) Competition between native perennial and exotic annual grasses: implications for an historical invasion. *Ecology* 85, 1273-1283
- Cordeiro N.J., Patrick D.A.G., Munisi B. & Gupta V. (2004) Role of dispersal in the invasion of an exotic tree in an East African submontane forest. *Journal of Tropical Ecology* 20, 449-457
- Cordell S., Cabin R.J. & Hadway L.J. (2002) Physiological ecology of native and alien dry forest shrubs in Hawaii. *Biological Invasions* 4, 387-396
- Cox C.B. (2001) The biogeographic regions reconsidered. *Journal of Biogeography* 28, 511-523
- Crawley, Brown, Heard & Edwards (1999) Invasion-resistance in experimental grassland communities: species richness or species identity? *Ecology Letters* 2, 140-148
- Cronk Q.B. & Fuller J.L. (1995) *Plant invaders*. Chapman and Hall, London, UK.
- Crooks J.A. (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97, 153-166

- Crosby A.W. (2003) *Imperialismo ecológico: a expansão biológica da Europa, 900-1900*. Companhia das Letras, São Paulo.
- D'Antonio C.M., Hughes R.F. & Vitousek P.M. (2001) Factors influencing dynamics of two invasive C4 grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology* 82, 89-104
- D'Antonio C.M. & Kark S. (2002) Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 202-204
- Daehler C.C. & Carino D.A. (2000) Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions* 2, 93-102
- Daehler C.C. (1998) The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation* 84, 167-180
- Daehler C.C. & Strong D.R. (1996) Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA. *Biological Conservation* 78, 51-58
- Dangles O., Jonsson M. & Malmqvist B. (2002) The importance of detritivore species diversity for maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant. *Biological Invasions* 4, 441-446
- Davis H.G., Taylor C.M., Civile J.C. & Strong D.R. (2004) An Allee effect at the front of a plant invasion: *Spartina* in a Pacific estuary. *Journal of Ecology* 92, 321-327
- Davis M.B., Calcote R.R., Sugita S. & Takahara H. (1998) Patchy invasion and the origin of a hemlock-hardwoods forest mosaic. *Ecology* 79, 2641-2659
- Davis M.A., Grime J.P. & Thompson K. (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88, 528-534
- Davis M.A. & Pelsor M. (2001) Experimental support for a resource-based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters* 4, 421-428
- de Wit M.P., Crookes D.J. & van Wilgen B.W. (2001) conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions* 3, 167-178
- DeWalt S.J., Denslow J.S. & Ickes K. (2004) Natural-enemy release facilitates habitat expansion of the invasive tropical shrub *Clidemia hirta*. *Ecology* 85, 471-483
- Dietz H. (2002) Plant invasion patches - reconstructing pattern and process by means of herb-chronology. *Biological Invasions* 4, 211-222

- Dietz H., Wirth L.R. & Buschmann H. (2004) Variation in herbivore damage to invasive and native woody plant species in open forest vegetation on Mahé, Seychelles. *Biological Invasions* 6, 511-521
- Dislich R., Kisser N. & Pivello V.R. (2002) A invasão de um fragmento em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Revista Brasileira de Botânica* 25, 55-64.
- Drake J.M., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmánek M. & Williamson M. (1989) *Biological Invasion: a global perspective*. John Wiley, Chichester, UK.
- Drayton B. & Primack R.B. (1999) Experimental extinction of garlic mustard (*Alliaria petiolata*) populations: implications for weed science and conservation biology. *Biological Invasions* 1, 159-167
- Dukes J.S. & Mooney H.A. (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14, 135-139
- Dullinger S., Dirnbock T. & Grabherr G. (2004) Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology* 92, 241-252
- Ehrenfeld J.G. (1999) Structure and dynamics of populations of japanese barberry (*Berberis thunbergii* DC.) in deciduous forests of New Jersey. *Biological Invasions* 1, 203-213
- Ellison C.A. & Barreto R.W. (2004) Prospects for the management of invasive alien weeds using co-evolved fungal pathogens: a latin american perspective. *Biological Invasions* 6, 23-45
- Elton C.S. (1958) *The ecology of invasion by animals and plants*. Methuen, London.
- Enserink E. (1999) Predicting invasions: biological invaders sweep in. *Science* 285, 1834-1836
- Everett R.A. (2000) Patterns and pathways of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 177-178
- Fagan W.F., Lewis M.A., Neubert M.G. & van den Driessche P. (2002) Invasion theory and biological control. *Ecology Letters* 5, 148-157
- Fairfax R.J. & Fensham R.J. (2000) The effect of exotic pasture development on floristic diversity in central Queensland, Australia. *Biological Conservation* 94, 11-21
- FAO (2005) *State of the world's forests*. Publishing Management Service, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.

- Fensham R.J. & Cowie I.D. (1998) Alien plant invasions on the Tiwi Islands. Extent, implications and priorities for control. *Biological Conservation* 83, 55-68
- Figuerola M.E., Castillo J.M., Redondo S., Luque T., Castellanos E.M., Nieva F.J., Luque C.J., Rubio-Casal A.E. & Davy A.J. (2003) Facilitated invasion by hybridization of *Sarcocornia* species in a salt-marsh succession. *Journal of Ecology* 91, 616-626
- Fine P.V.A. (2002) The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology* 18, 687-705
- Foster B.L., Smith V.H., Dickson T.L. & Hildebrand T. (2002) Invasibility and compositional stability in a grassland community: relationships to diversity and extrinsic factors. *Oikos* 99, 300-307
- Frenot Y., Gloaguen J.C., Masse L. & Lebouvier M. (2001) Human activities, ecosystem disturbance and plant invasions in subantarctic Crozet, Kerguelen and Amsterdam Islands. *Biological Conservation* 101, 33-50
- Fridley J.D., Brown R.L. & Bruno J.F. (2004) Null models of exotic invasion and scale-dependent patterns of native and exotic species richness. *Ecology* 85, 3215-3222
- Ghazoul J. (2002) Seed predators and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 308
- Golubov J., Carmen Mandujano M., Franco M., Montana C., Eguiarte L.E. & Lopez-Portillo J. (1999) demography of the invasive woody perennial *Prosopis glandulosa* (honey mesquite). *Journal of Ecology* 87, 955-962
- Goodwin B.J., MacAllister A.J. & Fahrig L. (1999) Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology* 13, 422-426
- Graves S.D. & Shapiro A.M. (2003) Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation* 110, 413-433
- Green P.T., Lake P.S. & O'Dowd D.J. (2004) Resistance of island rainforest to invasion by alien plants: influence of microhabitat and herbivory on seedling performance. *Biological Invasions* 6, 1-9
- Greenberg C., Smith L. & Levey D. (2001) Fruit fate, seed germination and growth of an invasive vine - an experimental test of "sit and wait" strategy. *Biological Invasions* 3, 363-372
- Greimler J., Stuessy T.F., Swenson U., Baeza C.M. & Matthei O. (2002) Plant invasions on an oceanic archipelago. *Biological Invasions* 4, 73-85

- Gremmen N.J.M., Chown S.L. & Marshall D.J. (1998) Impact of the introduced grass *Agrostis stolonifera* on vegetation and soil fauna communities at Marion Island, sub-Antarctic. *Biological Conservation* 85, 223-231
- Grevstad F.S. (1999) Experimental invasions using biological control introductions: the influence of release size on the chance of population establishment. *Biological Invasions* 1, 313-323
- Grice A.C., Radford I.J. & Abbott B.N. (2000) regional and landscape-scale patterns of shrub invasion in tropical savannas. *Biological Invasions* 2, 187-205
- Gurevitch J. & Padilla D.K. (2004a) Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution* 19, 470-474
- Gurevitch J. & Padilla D.K. (2004b) Response to Ricciardi. Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 620
- Hager H.A. (2004) Differential effects of *Typha* litter and plants on invasive *Lythrum salicaria* seedling survival and growth. *Biological Invasions* 6, 433-444
- Hahn D.R. (2003) Alteration of microbial community composition and changes in decomposition associated with an invasive intertidal macrophyte. *Biological Invasions* 5, 45-51
- Hanfling B. & Kollmann J. (2002) An evolutionary perspective of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 545-546
- Harrison S., Hohn C. & Ratay S. (2002) Distribution of exotic plants along roads in a peninsular nature reserve. *Biological Invasions* 4, 425-430
- Harrison S., Rice K. & Maron J. (2001) Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. *Biological Conservation* 100, 45-53
- Hastings A. (1996) Models of spatial spread: a synthesis. *Biological Conservation* 78, 143-148
- Heger T. & Trepl L. (2003) Predicting biological invasions. *Biological Invasions* 5, 313-321
- Herrera A.M. & Dudley T.L. (2003) Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions* 5, 167-177
- Heywood V.H. (1989) Pattern, extent and modes of invasions by terrestrial plants. In: *Biological Invasion: a global perspective* (eds Drake J.M., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmánek M. & WILLIAMSON M.) John Wiley, Chichester, UK.
- Hierro J.L., Maron J.L. & Callaway R.M. (2004) A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*

- Higgins S.I., Richardson D.M. & Cowling R.M. (1996) Modeling invasive plant spread: the role of plant-environment interactions and model structure. *Ecology* 77, 2043-2054
- Holmgren M. (2002) Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* 4, 25-33
- Howard T.G., Gurevitch J., Hyatt L., Carreiro M. & Lerdau M. (2004) Forest invasibility in communities in southeastern New York. *Biological Invasions* 6, 393-410
- Hurka H., Bleeker W. & Neuffer B. (2003) Evolutionary processes associated with biological invasions in the Brassicaceae. *Biological Invasions* 5, 281-292
- Huxel G.R. (1999) Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation* 89, 143-152
- IBAMA (2005) Ecossistemas Brasileiros. <http://www.ibama.gov.br>. Acesso em: 27-4-2005.
- Instituto Hórus (2006) Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Acesso em: <http://www.institutohorus.org.br/>
- ISI Web of Knowledge (2004) Journal Citation Reports. <http://portal.isiknowledge.com>. Acesso em: 27-4-2005.
- Jenkins M. (2003) Prospects for biodiversity. *Science* 302, 1175-1177
- Kareiva P. (1996) Developing a predictive ecology for non-indigenous species and ecological invasions. *Ecology* 77, 1651-1652
- Kareiva P., Parker I.M. & Pascual M. (1996) Can we use experiments and models in predicting the invasiveness of genetically engineered organisms? *Ecology* 77, 1670-1675
- Kean J.M. & Barlow N.D. (2000) Effects of dispersal on local population increase. *Ecology Letters* 3, 479-482
- Keane R.M. & Crawley M.J. (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 164-170
- Kellogg C.H. & Bridgham S.D. (2004) Disturbance, herbivory, and propagule dispersal control dominance of an invasive grass. *Biological Invasions* 6, 319-329
- Klink C.A. (1996) Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian Cerrado. *Journal of Tropical Ecology* 12, 139-147

- Knops J.M.H., Tilman D., Haddad N.M., Naeem S., Mitchell C.E., Haarstad J., Ritchie M.E., Howe K.M., Reich P.B., Siemann E. & Groth J. (1999) Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters* 2, 286-293
- Knops J.M.H., Griffin J.R. & Royalty A.C. (1995) Introduced and native plants of the Hastings Reservation, central coastal California: a comparison. *Biological Conservation* 71, 115-123
- Kolar C.S. & Lodge D.M. (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 199-204
- Kolb A., Alpert P., Enters D. & Holzapfel C. (2002) Patterns of invasion within a grassland community. *Journal of Ecology* 90, 871-881
- Kolb A. & Alpert P. (2003) Effects of nitrogen and salinity on growth and competition between a native grass and an invasive congener. *Biological Invasions* 5, 229-238
- Kot M., Lewis M.A. & van den Driessche P. (1996) Dispersal data and the spread of invading organisms. *Ecology* 77, 2027-2042
- Kotanen P.M. (2004) Revegetation following soil disturbance and invasion in a Californian meadow: a 10-year history of recovery. *Biological Invasions* 6, 245-254
- Kourtev P.S., Ehrenfeld J.G. & Häggblom M. (2002) Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. *Ecology* 83, 3152-3166
- Kourtev P.S., Huang W.Z. & Ehrenfeld J.G. (1999) Differences in earthworm densities and nitrogen dynamics in soils under exotic and native plant species. *Biological Invasions* 1, 237-245
- Kowarik I. (1995) Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems* (eds Pyšek P., Prach K., Rejmánek M. & Wade M.) SPB Academic, Amsterdam.
- Kowarik I. (2003) Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. *Biological Invasions* 5, 293-312
- Kriticos D.J., Sutherst R.W., Brown J.R., Adkins S.W. & Maywald G.F. (2003) Climate change and biotic invasions: a case history of a tropical woody vine. *Biological Invasions* 5, 147-165
- Lake J.C. & Leishman M.R. (2004) Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* 117, 215-226
- Lambrinos J.G. (2002) The variable invasive success of *Cortaderia* species in a complex landscape. *Ecology* 83, 518-529

- Lambrinos J.G. (2004) How interactions between ecology and evolution influence contemporary invasion dynamics. *Ecology* 85, 2061-2070
- Lavergne C., Rameau J.C. & Figier J. (1999) The invasive woody weed *Ligustrum robustum* subsp. *walkeri* threatens native forests on La Reunion. *Biological Invasions* 1, 377-392
- Lee C.E. (2002) Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 386-391
- Lenz L. & Taylor J.A. (2001) The influence of an invasive tree species (*Myrica faya*) on the abundance of an alien insect (*Sophonia rufofascia*) in Hawaii Volcanoes National Park. *Biological Conservation* 102, 301-307
- Leppäkoski E. & Olenin S. (2000) Non-native species and rates of spread: lessons from the Brackish Baltic Sea. *Biological Invasions* 2, 151-163
- Leslie A.J. & Spotila J.R. (2001) Alien plant threatens Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) breeding in Lake St. Lucia, South Africa. *Biological Conservation* 98, 347-355
- Levine J.M. & D'Antonio C.M. (1999) Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invisibility. *Oikos* 87, 15-26
- Levine J.M., Vilá M., D'Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulis K. & Lavorel S. (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London* 270, 775-781
- Levine J.M. (2001) Local interactions, dispersal, and native and exotic plant diversity along a California stream. *Oikos* 95, 397-408
- Levine J.M., Adler P.B. & Yelenik S.G. (2004) A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters* 7, 975-989
- Lindenmayer D.B. & McCarthy M.A. (2001) The spatial distribution of non-native plant invaders in a pine-eucalypt landscape mosaic in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 102, 77-87
- Lockwood J.L., Simberloff D., McKinney M.L. & Von Holle B. (2001) How many, and which, plants will invade natural areas? *Biological Invasions* 3, 1-8
- Lonsdale W.M. (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80, 1522-1536
- Lundholm J.T. & Larson D.W. (2004) Dominance as an overlooked measure of invader success. *Biological Invasions* 6, 505-510

- Lyons K.G. & Schwartz M.W. (2001) Rare species loss alters ecosystem function - invasion resistance. *Ecology Letters* 4, 358-365
- MacArthur R. (1955) Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36, 533-536
- MacDougall A.S. & Turkington R.O.Y. (2004) Relative importance of suppression-based and tolerance-based competition in an invaded oak savanna. *Journal of Ecology* 92, 422-434
- Mack M.C. & D'Antonio C.M. (1998) Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 195-198
- Mack R.N. (1996) Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. *Biological Conservation* 78, 107-121
- Mack R.N. (2000) Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions* 2, 111-122
- Mandon-Dalger I., Clergeau P., Tassin J., Rivière J. & Gatti S. (2004) Relationships between alien plants and an alien bird species on Reunion Island. *Journal of Tropical Ecology* 20, 635-642
- Marco D.E., Páez S.A. & Cannas S.A. (2002) Species invasiveness in biological invasions: a modelling approach. *Biological Invasions* 4, 193-205
- Marler M.J., Catherine A. & Callaway R.M. (1999) Mycorrhizae indirectly enhance competitive effects of an invasive forb on a native bunchgrass. *Ecology* 80, 1180-1186
- Maron J., Vilá M. & Arnason J. (2004) Loss of enemy resistance among introduced populations of St. John's wort (*Hypericum perforatum*). *Ecology* 85, 3243-3253
- Maron J.L. & Vilá M. (2001) When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos* 95, 361-373
- Martin P.H. (1999) Norway maple (*Acer platanoides*) invasion of a natural forest stand: understory consequence and regeneration pattern. *Biological Invasions* 1, 215-222
- May R.M. (1998) The scientific investments of nations. *Science* 281, 49-51
- McKinney M.L. (2004) Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of sampling and exotic species richness. *Biological Invasions* 6, 495-504
- Meiners S.J., Cadenasso M.L. & Pickett S.T.A. (2004) Beyond biodiversity: individualistic controls of invasion in a self-assembled community. *Ecology Letters* 7, 121-126

- Merriam R.W. & Feil E. (2002) The potential impact of an introduced shrub on native plant diversity and forest regeneration. *Biological Invasions* 4, 369-373
- Meyer A.H. & Schmid B. (1999) Seed dynamics and seedling establishment in the invading perennial *Solidago altissima* under different experimental treatments. *Journal of Ecology* 87, 28-41
- Miki T. & Kondoh M. (2002) Feedbacks between nutrient cycling and vegetation predict plant species coexistence and invasion. *Ecology Letters* 5, 624-633
- Milberg P. & Lamont B.B. (1995) Fire enhances weed invasion of roadside vegetation in southwestern Australia. *Biological Conservation* 73, 45-49
- Ministério do Meio Ambiente (2005). Diversidade Biológica. <http://www.mma.gov.br>. Acesso em 5-5-2005.
- Mittermeier R.A., Gil, P.R., Hoffman, M. Pilgrim, J, Brooks, Mittermeier , C.G., Lamoureux, J. & da Fonseca G.B.A. (2004) *Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Cemex, Conservation International and Agrupación Sierra Madre, Monterrey, México.
- Molofsky J., Morrison S.L. & Goodnight C.J. (1999) Genetic and environmental controls on the establishment of the invasive grass, *Phalaris arundinacea*. *Biological Invasions* 1, 181-188
- Moore J.L., Mouquet N., Lawton J.H. & Loreau M. (2001) Coexistence, saturation and invasion resistance in simulated plant assemblages. *Oikos* 94, 303-314
- Morales C.L. & Aizen M.A. (2002) Does invasion of exotic plants promote invasion of exotic flower visitors? A case study from the temperate forests of the Southern Andes. *Biological Invasions* 4, 87-100
- Muller-Scharer H., Schaffner U. & Steinger T. (2004) Evolution in invasive plants: implications for biological control. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 417-422
- Myers J.H., Simberloff D., Kuris A.M. & Carey J.R. (2000a) Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 316-320
- Myers N., Mittermeier R.A., da Fonseca G.B.A. & Kent J. (2000b) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858
- Naeem S., Knops J.M.H., Tilman D., Howe K.M., Kennedy T. & Gale S. (2000) Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos* 91, 97-108

- Nagel J.M., Huxman T.E., Griffin K.L. & Smith S.D. (2004) CO₂ enrichment reduces the energetic cost of biomass construction in an invasive desert grass. *Ecology* 85, 100-106
- Neubert M.G. & Caswell H. (2000) Demography and dispersal: calculation and sensitivity analysis of invasion speed for structured populations. *Ecology* 81, 1613-1628
- Novacek M.J. & Cleland E.E. (2001) The current biodiversity extinction event: scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98, 5466-5470
- Nuzzo V. (1999) Invasion pattern of herb garlic mustard (*Alliaria petiolata*) in high quality forests. *Biological Invasions* 1, 169-179
- O'Connor P.J., Covich A.P., Scatena F.N. & Loope L.L. (2000) Non-indigenous bamboo along headwater streams of the Luquillo Mountains, Puerto Rico: leaf fall, aquatic leaf decay and patterns of invasion. *Journal of Tropical Ecology* 16, 499-516
- Ogle S.M., Ojima D. & Reiners W.A. (2004) Modeling the impact of exotic annual brome grasses on soil organic carbon storage in a northern mixed-grass prairie. *Biological Invasions* 6, 365-377
- Orson R.A. (1999) A paleoecological assessment of *Phragmites australis* in New England tidal marshes: changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions* 1, 149-158
- Osborne P.L. (2000) *Tropical ecosystems and ecological concepts*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Panetta F.D. & Sparkes E.C. (2001) Reinvasion of a riparian forest community by an animal-dispersed tree weed following control measures. *Biological Invasions* 3, 75-88
- Parker I. (2001) Safe site and seed limitation in *Cytisus scoparius* (scotch broom): invasibility, disturbance, and the role of cryptogams in a glacial outwash prairie. *Biological Invasions* 3, 323-332
- Parker I.M. & Kareiva P. (1996) Assessing the risks of invasion for genetically engineered plants: acceptable evidence and reasonable doubt. *Biological Conservation* 78, 193-203
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Williamson M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. & Goldwasser L. (1999) Impact: toward a framework for understanding the effects of invaders. *Biological Invasions* 1, 3-19
- Parshall T. (2002) Late holocene stand-scale invasion by hemlock (*Tsuga canadensis*) at its western range limit. *Ecology* 83, 1386-1398

- Pauchard A., Cavieres L., Bustamante R., Becerra P. & Rapoport E. (2004) Increasing the understanding of plant invasions in southern South America: First Symposium on Alien Plant Invasions in Chile. *Biological Invasions* 6, 255-257
- Paul Shadel W. & Molofsky J. (2002) Habitat and population effects on the germination and early survival of the invasive weed, *Lythrum salicaria* L. (purple loosestrife). *Biological Invasions* 4, 413-423
- Perrings C., Williamson M.H. & Dalmazone S. (2000) *The economics of biological invasions*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Pimentel D. (2002) *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press, Nova Iorque.
- Pimm S. (2005) *Terras da Terra*. Editora Planta, Londrina.
- Pivello V.R., Carvalho V.M.C., Lopes P.F., Peccinini A.A. & Rosso S. (1999) Abundance and distribution of native and alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31, 71-82
- Powell J.A. & Zimmermann N.E. (2004) Multiscale analysis of active seed dispersal contributes to resolving Reid's paradox. *Ecology* 85, 490-506
- Prieur-Richard A.H. & Lavorel S. (2000) Invasions: the perspective of diverse plant communities. *Austral Ecology* 25, 1-7
- Prieur-Richard A.H., Lavorel S., Grigulis K. & Dos Santos A. (2000) Plant community diversity and invasibility by exotics: invasion of Mediterranean old fields by *Conyza bonariensis* and *Conyza canadensis*. *Ecology Letters* 3, 412-422
- Prieur-Richard A.H., Lavorel S., Dos Santos A. & Grigulis K. (2002) Mechanisms of resistance of Mediterranean annual communities to invasion by *Conyza bonariensis*: effects of native functional composition. *Oikos* 99, 338-346
- Puth L.M. & Post D.M. (2005) Studying invasion: have we missed the boat? *Ecology Letters* 8, 715-721
- Pyšek P. (1998) Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82, 282-294
- Pyšek P., Richardson D.M. & Williamson M. (2004) Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: some critical considerations. *Diversity & Distributions* 10, 179-187

- Pyšek P., Jarosik V. & Kucera T. (2002) Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation* 104, 13-24
- Pyšek P. & Prach K. (2003) Research into plant invasions in a crossroads region: history and focus. *Biological Invasions* 5, 337-348
- Raffaele E. (2004) Susceptibility of A Patagonian mallín flooded meadow to invasion by exotic species. *Biological Invasions* 6, 473-481
- Rand T.A. & Loud S.M. (2004) Exotic weed invasion increases the susceptibility of native plants to attack by a biocontrol herbivore. *Ecology* 85, 1548-1554
- Reinhart K.O., Packer A., Van der Putten W.H. & Clay K. (2003) Plant-soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. *Ecology Letters* 6, 1046-1050
- Rejmánek M. (1996) A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation* 78, 171-181
- Rejmánek M. (2000) Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology* 25, 497-506
- Rejmánek M. & Richardson D.M. (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77, 1655-1661
- Ricciardi A. (2004) Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 619
- Rice P.M. & Toney J.C. (1998) Exotic weed control treatments for conservation of fescue grassland in Montana. *Biological Conservation* 85, 83-95
- Richard W. & Dean J. (1998) Space invaders: modelling the distribution, impacts and control of alien organisms. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 256-258
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. & West C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions* 6, 93-107
- Robinson G.R., Quinn J. & Stanton M.L. (1995) Invasibility of experimental habitat islands in a california winter annual grassland. *Ecology* 76, 786-794
- Rodríguez J.P. (2001) Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10, 1983-1996

- Rogers H.M. & Hartemink A.E. (2000) Soil seed bank and growth rates of an invasive species, *Piper aduncum*, in the lowlands of Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology* 16, 243-251
- Rouget M., Richardson D.M., Nel J.L. & Van Wilgen B.W. (2002) Commercially Important trees as invasive aliens - towards spatially explicit risk assessment at a national scale. *Biological Invasions* 4, 397-412
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., Neil P., Parker I.M., Thompson J.N. & Weller S.G. (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 305-332
- Seghier J. & Simier M. (2002) Variations in phenology of a residual invasive shrub species in Sahelian fallow savannas, south-west Niger. *Journal of Tropical Ecology* 18, 897-912
- Sessions L. & Kelly D. (2002) Predator-mediated apparent competition between an introduced grass, *Agrostis capillaris*, and a native fern, *Botrychium australe* (Ophioglossaceae), in New Zealand. *Oikos* 96, 102-109
- Shea K. & Chesson P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 170-176
- Sheil D. (2001) Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities, and distractions. *Conservation Biology* 15, 1179-1182
- Sher A.A. & Hyatt L.A. (1999) The disturbed resource-flux invasion matrix: a new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1, 107-114
- Siemann E. & Rogers W.E. (2003a) Changes in light and nitrogen availability under pioneer trees may indirectly facilitate tree invasions of grasslands. *Journal of Ecology* 91, 923-931
- Siemann E. & Rogers W.E. (2003b) Herbivory, disease, recruitment limitation, and success of alien and native tree species. *Ecology* 84, 1489-1505
- Silander J.A. & Klepeis D.M. (1999) The invasion ecology of japanese barberry (*Berberis thunbergii*) in the New England landscape. *Biological Invasions* 1, 189-201
- Silva L. & Smith C.W. (2004) A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions* 6, 193-204
- Silveri A., Dunwiddie P. & Michaels H. (2001) logging and edaphic factors in the invasion of an Asian Woody vine in a mesic North American forest. *Biological Invasions* 3, 379-389

- Simberloff D. (2001) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 273-274
- Simberloff D. (2003) Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions* 5, 179-192
- Simberloff D. & Gibbons L. (2004) Now you see them, now you don't! - Population crashes of established introduced species. *Biological Invasions* 6, 161-172
- Simberloff D., Relva M.A. & Nuñez M. (2002) Gringos En El Bosque: Introduced tree invasion in a native *Nothofagus/Austrocedrus* forest. *Biological Invasions* 4, 35-53
- Simberloff D. & Von Holle B. (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1, 21-32
- Smith C.S., Lonsdale W.M. & Fortune J. (1999) When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions* 1, 89-96
- Smith M.D. & Knapp A.K. (2001) Size of the local species pool determines invasibility of a C4-dominated grassland. *Oikos* 92, 55-61
- Smith M.D., Wilcox J.C., Kelly T. & Knapp A.K. (2004) Dominance not richness determines invasibility of tallgrass prairie. *Oikos* 106, 253-262
- Snyder R.E. (2003) How demographic stochasticity can slow biological invasions. *Ecology* 84, 1333-1339
- Stampe E.D. & Daehler C.C. (2003) Mycorrhizal species identity affects plant community structure and invasion: a microcosm study. *Oikos* 100, 362-372
- Standish R.J., Williams P.A., Robertson A.W., Scott N.A. & Hedderley D.I. (2004) Invasion by a perennial herb increases decomposition rate and alters nutrient availability in warm temperate lowland forest remnants. *Biological Invasions* 6, 71-81
- Starfinger U., Kowarik I., Rode M. & Schepker H. (2003) From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? - the perception of an alien tree species through the centuries. *Biological Invasions* 5, 323-335
- Steenkamp H.E. & Chown S.L. (1996) Influence of dense stands of an exotic tree, *Prosopis glandulosa* Benson, on a savanna dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage in southern Africa. *Biological Conservation* 78, 305-311
- Steiner C.F. & Leibold M.A. (2004) Cyclic assembly trajectories and scale-dependent productivity-diversity relationships. *Ecology* 85, 107-113

- Stohlgren T.J., Otsuki Y., Villa C.A., Lee M. & Belnap J. (2001) Patterns of plant invasions: a case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions* 3, 37-50
- Stout J.C., Kells A.R. & Goulson D. (2002) Pollination of the invasive exotic shrub *Lupinus arboreus* (Fabaceae) by introduced bees in Tasmania. *Biological Conservation* 106, 425-434
- Taylor C.M., Davis H.G., Civile J.C., Grevstad F.S. & Hastings A. (2004) Consequences of an Allee effect in the invasion of a pacific estuary by *Spartina alterniflora*. *Ecology* 85, 3254-3266
- Thebaud C., Finzi A.C., Affre L., Debussche M. & Escarre J.S. (1996) Assessing why two introduced *Conyza* differ in their ability to invade mediterranean old fields. *Ecology* 77, 791-804
- Thompson R.M. & Townsend C.R. (2003) Impacts on stream food webs of native and exotic forest: an intercontinental comparison. *Ecology* 84, 145-161
- Tilman D. (1999) The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80, 1455-1474
- Tilman D. (1997) Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* 78, 81-92
- Toft R.J., Harris R.J. & Williams P.A. (2001) Impacts of the weed *Tradescantia fluminensis* on insect communities in fragmented forests in New Zealand. *Biological Conservation* 102, 31-46
- Török K., Botta-Dukát Z., Dancza I., Németh I., Kiss J., Mihály B. & Magyar D. (2003) Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5, 349-356
- Troumbis A.Y., Galanidis A. & Kokkoris G.D. (2002) Components of short-term invasibility in experimental Mediterranean grasslands. *Oikos* 98, 239-250
- Turner I.M. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200-209
- Usher M.B. (1991) Biological invasions into tropical nature reserves. In: *Ecology of biological invasions in the tropics* (ed Ramakrishnan P.S.) International Scientific Publications, Nova Delhi.
- van Kleunen M. & Schmid B. (2003) No evidence for an evolutionary increased competitive ability in an invasive plant. *Ecology* 84, 2816-2823
- van Klinken R.D. & Edwards O.R. (2002) Is host-specificity of weed biological control agents likely to evolve rapidly following establishment? *Ecology Letters* 5, 590-596

- Vermeij G.J. (1996) An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78, 3-9
- Vilá M. & D'Antonio C.M. (1998) Fruit choice and seed dispersal of invasive vs. noninvasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in coastal California. *Ecology* 79, 1053-1060
- Vilá M. & Pujadas J. (2001) Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological Conservation* 100, 397-401
- Vilá M., Weber E. & Antonio C.M.D. (2000) Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological Invasions* 2, 207-217
- Vilá M. & Weiner J. (2004) Are invasive plant species better competitors than native plant species? - evidence from pair-wise experiments. *Oikos* 105, 229-238
- Vilá M., Williamson M. & Lonsdale M. (2004) Competition experiments on alien weeds with crops: lessons for measuring plant invasion impact? *Biological Invasions* 6, 59-69
- Vivanco J.M., Bais H.P., Stermitz F.R., Thelen G.C. & Callaway R.M. (2004) Biogeographical variation in community response to root allelochemistry: novel weapons and exotic invasion. *Ecology Letters* 7, 285-292
- Von Holle B. & Simberloff D. (2004) Testing Fox's assembly rule: does plant invasion depend on recipient community structure? *Oikos* 105, 551-563
- Walker L.R. & Smith S.D. (1997) Impacts of invasive plants on community and ecosystem properties. In: *Assessment and management of plant invasions* (eds Luken J.O. & Thieret J.W.) Springer-Verlag, New York.
- Wallace A.R. (1876) *The geographical distribution of animals*. Macmillan, London.
- Wardle D.A. (2001) Experimental demonstration that plant diversity reduces invasibility - evidence of a biological mechanism or a consequence of sampling effect? *Oikos* 95, 161-170
- Weltzin J.F., Muth N.Z., Von Holle B. & Cole P.G. (2003) Genetic diversity and invasibility: a test using a model system with a novel experimental design. *Oikos* 103, 505-518
- Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow D., Phillips A. & Losos E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48, 607-615
- Williams D.G. & Baruch Z. (2000) African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions* 2, 123-140
- Williamson M.H. & Fitter A. (1996a) The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78, 163-170

- Williamson M.H. & Fitter A. (1996b) The varying success of invaders. *Ecology* 77, 1661-1666
- Willis A.J., Memmott J. & Forrester R.I. (2000) Is there evidence for the post-invasion evolution of increased size among invasive plant species? *Ecology Letters* 3, 275-283
- Wilson J.B., Steel J.B., Dodd M.E., Anderson B.J., Ullmann I. & Bannister P. (2000) A test of community reassembly using the exotic communities of New Zealand roadsides in comparison to British roadsides. *Journal of Ecology* 88, 757-764
- Windham L. (1999) Microscale spatial distribution of *Phragmites australis* (common reed) invasion into *Spartina patens* (salt hay)-dominated communities in brackish tidal marsh. *Biological Invasions* 1, 137-148
- Wiser S.K., Allen R.B., Clinton P.W. & Platt K.H. (1998) Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years. *Ecology* 79, 2071-2081
- Wolfe L.M., Elzinga J.A. & Biere A. (2004) Increased susceptibility to enemies following introduction in the invasive plant *Silene latifolia*. *Ecology Letters* 7, 813-820
- Yurkonis K.A. & Meiners S.J. (2004) Invasion impacts local species turnover in a successional system. *Ecology Letters* 7, 764-769
- Zalba S.M. & Villamil C.B. (2002) Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4, 55-72
- Zalba S.M., Sonaglioni M.I., Compagnoni C.A. & Belenguer C.J. (2000) Using a habitat model to assess the risk of invasion by an exotic plant. *Biological Conservation* 93, 203-208
- Zavaleta E.S., Hobbs R.J. & Mooney H.A. (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 454-459

Anexo 1: Lista de referências dos artigos teóricos e de estudos de caso analisados entre 1995 e 2004, classificados por revista, em seguida por ano e por primeiro autor.

<i>Artigos de estudos de caso</i>	
<i>Revista</i>	<i>Referência</i>
Biological Conservation	Knops <i>et al.</i> 1995
	Milberg & Lamont 1995
	Briese 1996
	Daehler & Strong 1996
	Steenkamp & Chown 1996
	Daehler 1998
	Fensham & Cowie 1998
	Gremmen <i>et al.</i> 1998
	Rice & Toney 1998
	Fairfax & Fensham 2000
	Zalba <i>et al.</i> 2000
	Frenot <i>et al.</i> 2001
	Harrison <i>et al.</i> 2001
	Lenz & Taylor 2001
	Leslie & Spotila 2001
	Lindenmayer & McCarthy 2001
	Toft <i>et al.</i> 2001
	Vilá & Pujadas 2001
	Pyšek <i>et al.</i> 2002
	Stout <i>et al.</i> 2002
	Graves & Shapiro 2003
	Lake & Leishman 2004
Biological Invasions	Blossey & Notzold 1999
	Brooks 1999
	Drayton & Primack 1999
	Ehrenfeld 1999
	Grevstad 1999
	Kourtev <i>et al.</i> 1999
	Lavergne <i>et al.</i> 1999
	Martin 1999
	Molofsky <i>et al.</i> 1999
	Nuzzo 1999
	Orson 1999

Artigos de estudos de caso

<i>Revista</i>	<i>Referência</i>
	Silander & Klepeis 1999
	Windham 1999
	Almasi 2000
	Alpert & Maron 2000
	Case & Crawley 2000
	Daehler & Carino 2000
	Grice <i>et al.</i> 2000
	Leppäkoski & Olenin 2000
	Williams & Baruch 2000
	D'Antonio <i>et al.</i> 2001
	de Wit <i>et al.</i> 2001a
	Greenberg <i>et al.</i> 2001
Biological Invasions	Lockwood <i>et al.</i> 2001
	Panetta & Sparkes 2001
	Parker 2001
	Silveri <i>et al.</i> 2001
	Stohlgren <i>et al.</i> 2001
	Bond <i>et al.</i> 2002
	Chaneton <i>et al.</i> 2002
	Claridge & Franklin 2002
	Cordell <i>et al.</i> 2002
	Dangles <i>et al.</i> 2002
	Dietz 2002
	Greimler <i>et al.</i> 2002
	Harrison <i>et al.</i> 2002
	Holmgren 2002
	Marco <i>et al.</i> 2002
	Merriam & Feil 2002
	Morales & Aizen 2002
	Paul Shadel & Molofsky 2002
	Rouget <i>et al.</i> 2002
	Simberloff <i>et al.</i> 2002
	Zalba & Villamil 2002
	Hahn 2003
	Herrera & Dudley 2003
	Hurka <i>et al.</i> 2003
	Kolb & Alpert 2003

Artigos de estudos de caso

<i>Revista</i>	<i>Referência</i>
	Kriticos <i>et al.</i> 2003
	Pyšek & Prach 2003
	Starfinger <i>et al.</i> 2003
	Török <i>et al.</i> 2003
	Ayres <i>et al.</i> 2004
	Barton <i>et al.</i> 2004
	Beckstead & Augspurger 2004
	Brandon <i>et al.</i> 2004
	Cassidy <i>et al.</i> 2004
	Dietz <i>et al.</i> 2004
	Ellison & Barreto 2004
	Green <i>et al.</i> 2004
	Hager 2004
	Howard <i>et al.</i> 2004
	Kellogg & Bridgham 2004
	Kotanen 2004
	McKinney 2004
	Nagel <i>et al.</i> 2004
	Ogle <i>et al.</i> 2004
	Raffaele 2004
	Silva & Smith 2004
	Standish <i>et al.</i> 2004
Ecology	Robinson <i>et al.</i> 1995
	Burke & Grime 1996
	Thebaud <i>et al.</i> 1996
	Tilman 1997
	Davis <i>et al.</i> 1998
	Vilá & D'Antonio 1998
	Wiser <i>et al.</i> 1998
	Callaway <i>et al.</i> 1999
	Marler <i>et al.</i> 1999
	D'Antonio <i>et al.</i> 2001
	Brown <i>et al.</i> 2002
	Kourtev <i>et al.</i> 2002
	Lambrinos 2002
	Parshall 2002
	Beckstead & Parker 2003

Artigos de estudos de caso

<i>Revista</i>	<i>Referência</i>
	Brändle <i>et al.</i> 2003
	Brown & Peet 2003
	Buckley <i>et al.</i> 2003
	Callaway <i>et al.</i> 2003
	Siemann & Rogers 2003b
	Thompson & Townsend 2003
	van Kleunen & Schmid 2003
	Callaway <i>et al.</i> 2004
	Corbin & D'Antonio 2004
	DeWalt <i>et al.</i> 2004
	Maron <i>et al.</i> 2004
	Nagel <i>et al.</i> 2004
	Rand & Loud 2004
	Taylor <i>et al.</i> 2004
Ecology Letters	Crawley <i>et al.</i> 1999
	Knops <i>et al.</i> 1999
	Prieur-Richard <i>et al.</i> 2000
	Willis <i>et al.</i> 2000
	Callaway <i>et al.</i> 2001
	Davis & Pelsor 2001
	Lyons & Schwartz 2001
	Fagan <i>et al.</i> 2002
	Agrawal & Kotanen 2003
	Reinhart <i>et al.</i> 2003
	Bossdorf <i>et al.</i> 2004
	Cleland <i>et al.</i> 2004
	Meiners <i>et al.</i> 2004
	Vivanco <i>et al.</i> 2004
	Wolfe <i>et al.</i> 2004
	Yurkonis & Meiners 2004
Journal of Ecology	Blossey & Notzold 1999
	Golubov <i>et al.</i> 1999
	Meyer & Schmid 1999
	Wilson <i>et al.</i> 2000
	Kolb <i>et al.</i> 2002
	Booth <i>et al.</i> 2003
	Figueroa <i>et al.</i> 2003

Artigos de estudos de caso

<i>Revista</i>	<i>Referência</i>
	Siemann & Rogers 2003a
	Davis <i>et al.</i> 2004
	Dullinger <i>et al.</i> 2004
	MacDougall & Turkington 2004
Journal of Tropical Ecology	Klink 1996
	O'Connor <i>et al.</i> 2000
	Rogers & Hartemink 2000
	Seghier & Simier 2002
	Cordeiro <i>et al.</i> 2004
	Mandon-Dalger <i>et al.</i> 2004
Oikos	Pyšek 1998
	Callaway <i>et al.</i> 2000
	Naeem <i>et al.</i> 2000
	Levine 2001
	Smith & Knapp 2001
	Foster <i>et al.</i> 2002
	Prieur-Richard <i>et al.</i> 2002
	Sessions & Kelly 2002
	Troumbis <i>et al.</i> 2002
	Brown & Fridley 2003
	Stampe & Daehler 2003
	Weltzin <i>et al.</i> 2003
	Bellingham <i>et al.</i> 2004
	Bruno <i>et al.</i> 2004
	Cappuccino 2004
	Smith <i>et al.</i> 2004
	Von Holle & Simberloff 2004

Artigos Teóricos

Revista	Referência
Biological Conservation	Hastings 1996
	Mack 1996
	Parker & Kareiva 1996
	Rejmánek 1996
	Vermeij 1996

Artigos Teóricos

Revista	Referência
	Williamson & Fitter 1996a
	Huxel 1999
Biological Invasions	Parker <i>et al.</i> 1999
	Sher & Hyatt 1999
	Simberloff & Von Holle 1999
	Smith <i>et al.</i> 1999
	Mack 2000
	Vilá <i>et al.</i> 2000
	Heger & Trepl 2003
	Kowarik 2003
	Simberloff 2003
	Barlow & Kean 2004
	Lundholm & Larson 2004
	Pauchard <i>et al.</i> 2004
	Simberloff & Gibbons 2004
	Vilá <i>et al.</i> 2004
Ecology	Carlton 1996
	Higgins <i>et al.</i> 1996
	Kareiva 1996
	Kareiva <i>et al.</i> 1996
	Kot <i>et al.</i> 1996
	Rejmánek & Richardson 1996
	Williamson & Fitter 1996b
	Lonsdale 1999
	Neubert & Caswell 2000
	Byers & Noonburg 2003
	Snyder 2003
	Fridley <i>et al.</i> 2004
	Lambrinos 2004
	Powell & Zimmermann 2004
	Steiner & Leibold 2004
Ecology Letters	Kean & Barlow 2000
	Miki & Kondoh 2002
	Colautti <i>et al.</i> 2004
	Levine <i>et al.</i> 2004
Journal of Ecology	Davis <i>et al.</i> 2000

Artigos Teóricos

Revista	Referência
	Hierro <i>et al.</i> 2004
Journal of Tropical Ecology	Fine 2002
Oikos	Levine & D'Antonio 1999 Maron & Vilá 2001 Moore <i>et al.</i> 2001 Wardle 2001 Byers 2002 Crooks 2002 Vilá & Weiner 2004
Trends in Ecology and Evolution	Mack & D'Antonio 1998 Richard & Dean 1998 Dukes & Mooney 1999 Everett 2000 Myers <i>et al.</i> 2000a Kolar & Lodge 2001 Simberloff 2001 Zavaleta <i>et al.</i> 2001 D'Antonio & Kark 2002 Ghazoul 2002 Hanfling & Kollmann 2002 Keane & Crawley 2002 Lee 2002 Shea & Chesson 2002 Gurevitch & Padilla 2004b Gurevitch & Padilla 2004c Muller-Scharer <i>et al.</i> 2004 Ricciardi 2004

Capítulo 2: Abundância de sementes da palmeira invasora *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* na chuva e banco de sementes em um fragmento florestal em São Paulo, SP.

Abstract

The exotic palm *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* invaded a small forest fragment in São Paulo (São Paulo, Brazil). The abundance of this species in the seed rain and seed bank were investigated. The results indicate that this species may form a seasonal seed bank in the soil and that the seed dispersal is effective in the community. The success of the invasion by this exotic palm can be attributed to its high dispersal ability and to the community high invasibility due to the isolation of the forest fragment.

Resumo

As palmeiras da espécie *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* são invasoras em um pequeno fragmento florestal na região metropolitana da cidade de São Paulo (SP). Este trabalho investigou a abundância das sementes dessa espécie na chuva e no banco de sementes nesse local. Foram coletadas cinquenta amostras de solo e de sementes da chuva de sementes em doze coletas mensais. Os resultados indicam que a dispersão de sementes dessa espécie invasora é efetiva na mata e que há a possibilidade dessa espécie formar um banco de sementes sazonal. Portanto, o sucesso da invasão poderia ser explicado pela capacidade de dispersão dessa espécie na mata, assim como por outras características da espécie e pela baixa resistência à invasão da comunidade neste fragmento.

Introdução

Plantas invasoras podem ser definidas como as plantas exóticas que são introduzidas em um novo habitat, através da intervenção humana (intencional ou não) e que, a partir da introdução disseminam-se e se tornam abundantes, gerando descendentes reprodutivos (geralmente em número elevado) que mantêm populações durante muitos ciclos de vida, independentemente da intervenção posterior do ser humano; além disso, causam efeitos nocivos à biota nativa em seu novo habitat (Kolar & Lodge 2001; Mack 1996; Richardson *et al.* 2000).

As invasões biológicas são apontadas como um dos maiores agentes degradadores da biodiversidade, conjuntamente à perda e fragmentação de habitats naturais (Novacek & Cleland 2001; Sheil 2001; Wilcove *et al.* 1998).

Os impactos das plantas invasoras são de diversas naturezas e escalas, tais como a alteração da riqueza de espécies e do regime de perturbações e a interação genética com espécies nativas (Crooks 2002; D'Antonio & Kark 2002; Mack & D'Antonio 1998; Mack 2000; Zalba *et al.* 2000). O impacto pode ocorrer em diversos níveis, como o nível dos indivíduos, da população, da comunidade e do ecossistema. Um exemplo de impacto no nível populacional é a competição com espécies nativas; no nível da comunidade, o efeito na riqueza de espécies (Parker *et al.* 1999).

Apesar de crescente preocupação com esse fenômeno, ele é um problema de difícil solução, pois envolve monitoramento e controle da introdução de espécies exóticas, além de ser diretamente afetado pelas atividades humanas ao redor do mundo. A complexidade deste problema é devido a sua relação com interesses econômicos e questões políticas contrárias ao controle da introdução e da disseminação de espécies exóticas (Pimentel 2002).

A fim de compreender as invasões biológicas, diversos estudos são direcionados para o conhecimento das características das espécies invasoras que poderiam contribuir para seu potencial de colonização e disseminação abundante em novos habitats (Williamson & Fitter 1996; Rejmánek & Richardson 1996). Entre as características apontadas como responsáveis pelo poder de invasão de plantas estão a produção e a dispersão de sementes, uma vez que os diásporos

são agentes de colonização das plantas (Rejmánek *et al.* 2004). Assim, estuda-se a massa de sementes, a produção bruta no tempo e no espaço, a dispersão de sementes - entre outras características - a fim de estabelecer a relação entre elas e a capacidade de invasão de determinadas plantas exóticas (Rejmánek & Richardson 1996).

A pressão de propágulo é a quantidade de sementes de uma espécie que estão disponíveis em um ambiente, isto é, a quantidade de sementes que chega a um determinado local (Williamson & Fitter 1996). A maioria dos modelos sobre disseminação de espécies invasoras é fortemente baseada na pressão de propágulo, pois esse processo relaciona-se a diversas etapas da invasão (Colautti & MacIsaac 2004). A começar pela própria chegada de propágulos de espécies exóticas, que é o início em potencial de uma invasão. Além disso, algumas populações invasoras já estabelecidas contam com a contribuição de novos propágulos, advindos de diferentes focos de invasão (Moody & Mack 1988).

Embora a pressão de propágulo seja um fator determinante para o poder de invasão, as fases posteriores à chegada das sementes - ou seja, a germinação e a sobrevivência das plântulas - são igualmente importantes no sucesso do estabelecimento e disseminação de populações de espécies invasoras. Portanto, é necessário compreender que uma invasão bem sucedida envolve a combinação de diversas características das invasoras, tais como: alta pressão de propágulo; alta densidade de indivíduos adultos reprodutivos; alta produção de sementes em grandes intervalos do ano e em todos os anos, dispersão a longas distâncias facilitada por animais efetivamente dispersores (Cordeiro *et al.* 2004) e formação de banco de sementes persistente (Rogers & Hartemink 2000).

Em alguns casos, espécie invasoras são dominantes no banco de sementes (Rogers & Hartemink 2000). Isso confere maior capacidade competitiva na regeneração desta espécie em relação a outras espécies da comunidade. A abundância e persistência de sementes no banco de sementes do solo estão relacionadas tanto à quantidade de adultos reprodutivos, à produção de sementes e à sua dispersão quanto a características fisiológicas das sementes. Por isso, não pode ser analisada como um fator isolado.

Plantas exóticas perenes cujos padrões fenológicos proporcionam a permanência da população em diferentes épocas do ano apresentam vantagens para que se mantenham presentes em ambientes sob forte perturbação antrópica, como por exemplo após a retirada de vegetação nativa (Seghieri & Simier 2002).

A distribuição das sementes em uma comunidade é um fator determinante do que ocorrerá na dinâmica futura das populações (Howe & Miriti 2000). Portanto, o estudo da dispersão de sementes de plantas invasoras pode ser uma ferramenta importante na compreensão de como esses processos colaboram para o potencial invasor de uma espécie. Para tanto, a chuva de sementes, que é o padrão de queda de sementes de uma comunidade (Wang & Smith 2002) e o banco de sementes, que são as sementes viáveis presentes no solo (Garwood 1989), são fundamentais na compreensão das estratégias de regeneração da população invasora.

Mas torna-se necessário estudar as características da espécie invasora não isoladamente, e sim de forma combinada às características do ambiente invadido. *A priori*, não há ambiente livre do risco de invasões; o que pode haver são graus diferentes de vulnerabilidade à invasão. Diversos fatores são apontados como contribuintes para a suscetibilidade de um ambiente a invasões, entre eles estão as perturbações, a disponibilidade de nutrientes, baixa taxa de recuperação das espécies nativas e a fragmentação dos habitats (Rejmánek *et al.* 2004).

A perda de habitats naturais por causa de atividades humanas como a urbanização, a agricultura e a extração de recursos tem causado a crescente fragmentação dos ecossistemas naturais (Harper *et al.* 2005). A fragmentação causa grandes alterações no ambiente, tais como o isolamento dos fragmentos remanescentes e o aparecimento de efeitos de borda nos fragmentos. São várias as consequências negativas, entre elas estão a diminuição do fluxo de pólen e de sementes e a facilitação do acesso de indivíduos exóticos (adultos ou na forma de propágulos), que podem causar a perda de biodiversidade (Brokaw 1998; Harper *et al.* 2005; Saunders 1991). Em florestas tropicais, a fragmentação tem sido fortemente associada à perda de diversidade biológica (Turner 1996).

Um dos resultados da fragmentação é o aparecimento de bordas nos fragmentos. A borda é definida como o limite entre fragmentos que diferem qualitativamente entre si (Ries & Risk 2004).

Diversas espécies apresentam respostas diferentes às bordas do habitat, tais como o aumento ou diminuição de sua abundância. Tais respostas dependem das alterações bióticas e abióticas relacionadas à presença de borda, além da vulnerabilidade diferenciada de cada espécie exposta aos efeitos de borda (Murcia 1995; Ries & Risk 2004). Um exemplo de alteração abiótica é a disponibilidade de recursos e um exemplo de alteração biótica pode ser a presença ou não de predadores (Ries & Risk 2004). Mudanças do microclima a partir de borda em direção ao interior de um fragmento podem determinar um gradiente de qualidade de habitat (Murcia 1995). Ultimamente, os efeitos da borda têm sido relacionados à degradação do ambiente fragmentado, por causarem perturbações físicas na vegetação e no solo, mudanças no gradiente de luz, vento e umidade (Harper *et al.* 2005). A estrutura da borda afeta essencialmente a intensidade e tipos de efeitos de borda que ocorrerão no fragmento (Harper *et al.* 2005). O tipo de ocupação do solo no entorno dos fragmentos também é um fator importante na determinação da influência da borda na comunidade. A presença de bordas pode ser uma via para a entrada de espécies exóticas na comunidade, sendo que uma parte delas pode se tornar invasora.

O objetivo geral deste trabalho foi analisar a abundância das sementes de uma espécie de palmeira exótica que se tornou invasora em um fragmento de floresta na cidade de São Paulo, por meio da análise das sementes da chuva e do banco de sementes. Os objetivos específicos foram: quantificar as sementes da palmeira exótica *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva de sementes e no banco de sementes do solo, relacionar esses dados com a presença de adultos, relacionar a quantidade de sementes desta espécie com diferentes faixas de distâncias em relação à borda da mata, a fim de testar efeitos de borda. Um objetivo complementar foi caracterizar a chuva de sementes da comunidade.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este trabalho foi realizado na Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), inserida no campus da Universidade de São Paulo (Universidade de São Paulo 2005), no município de São Paulo, SP. Suas coordenadas são 23°33'44" e 23°34'02" S, 46°43'38" e 46°43'49" W. A Reserva ocupa 102100 m², em altitudes entre 730 e 775 m (figura 1).

Figura 1. Localização da Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), São Paulo, SP. A: parte da zona urbana do município de São Paulo, em cinza; B: topografia e limites da Reserva da CUASO. Extraído de Rossi (1994).

A Reserva Florestal da CUASO está situada em um terreno em desnível de 30 metros (de 735 a 765 metros); no fundo deste vale há um riacho, que se estende na direção sul a norte, cuja quantidade de água é bem inconstante (Rossi 1987).

A área pertence à bacia de São Paulo, caracterizada por depósito do Terciário e Quaternário (Joly 1950). O solo é essencialmente argiloso, ácido, pobre em nutrientes, com altos teores de alumínio e capacidade de campo de 40,4g/100ml de solo (Varanda 1997).

Para esta região, os dados climáticos disponíveis mais atualizados são os do Departamento de Água e Energia Elétrica (DAEE) (figura 2), indicando um clima do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen (1948), isto é, temperado chuvoso com precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14° C (junho) e 23° C (fevereiro). As precipitações médias mensais vão de 230 mm (janeiro) a 40 mm (agosto) (figura 2) (Gorresio-Roizman 1993).

Figura 2. Diagrama climático de Walter & Lieth (A) e balanço hídrico (B) no período de janeiro de 1975 a dezembro de 1990, relativos à Estação Meteorológica da Cidade Universitária (23°34'S, 46°44'W, 795m de altitude, São Paulo), no período de janeiro de 1975 a dezembro de 1990. P: precipitação pluviométrica média mensal; EP: evapotranspiração potencial; ER: evapotranspiração real. Dados obtidos do Departamento de Água e Energia Elétrica (D.A.E.E.). Extraídos de Gorresio-Roizman (1993)

A Universidade de São Paulo foi criada em 1934, pelo decreto estadual nº 6.283, de 25 de janeiro de 1934, por decisão do então governador de São Paulo, Armando de Salles Oliveira (Campos 2004) e perfaz aproximadamente 4.700.000 m² (Universidade de São Paulo 2005). Essa região fazia parte da Fazenda Butantã, que foi adquirida pelo governo do estado de São Paulo no início do século 20, para acomodar cavalos que estariam envolvidos na elaboração de soros para o recém criado Instituto Serumtherapico, atual Instituto Butantã (Dislich 2002). Não é possível estabelecer com precisão a paisagem original onde hoje se estabelece a CUASO. Entretanto, com base em documentos históricos, pode-se supor que, nos meados do século 19, a região era predominantemente pastagem, com a presença de ilhas de mata. A transição entre a paisagem

rural e urbana ocorreu de forma drástica – principalmente nos últimos quarenta anos - como consequência da diminuição de áreas florestadas, da construção de prédios e do estabelecimento de áreas ajardinadas (Dislich 2002). Atualmente, a Reserva Florestal da CUASO está inserida em uma matriz urbana, ou seja, na região metropolitana da cidade de São Paulo, onde restam pouquíssimos fragmentos florestais (figura 3).

Figura 3. Fotografias aéreas da Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), São Paulo, SP, evidenciando A: matriz urbana. B: a Reserva da CUASO em verde escuro, ao centro-direita (Google Inc. 2005).

A mata da Reserva é altamente isolada, pois está distante e desconectada dos outros fragmentos da região, tais como o Parque Alfredo Volpi, Parque Previdência e, mais distante ainda, o Parque Estadual da Serra da Cantareira.

Em 1973, esse fragmento florestal do campus foi transformado em “Reserva de Preservação Permanente para Estudos dos Corpos Docente e Discente do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo”, através da portaria nº 81 (4/5/1973), assinada pelo reitor da época, o Dr. Miguel Reale. Em agosto de 1979, foi cercada e fechada por tela de arame (Rossi 1994).

A região onde se estabelece a Reserva Florestal da CUASO pode ser considerada transicional entre as florestas da encosta da Serra do Mar e as florestas do interior do estado de São Paulo, isto é, ecotonal entre florestas ombrófilas densas e florestas estacionais semidecíduais, respectivamente (Dislich 2002). Outros autores relacionam as características da flora da Reserva com a vegetação de Mata Atlântica, além de proporem semelhanças com florestas de regiões montanhosas do estado de São Paulo (Meguro *et al.* 1979; Rossi 1987; Varanda 1997).

Em 1950, Joly publicou um estudo fitogeográfico, que é um dos primeiros trabalhos sobre vegetação da Cidade Universitária e certamente o primeiro específico sobre ela. Nesse trabalho, descreve a vegetação dos “campos de Butantã”, onde definitivamente se estabeleceria o campus da Universidade de São Paulo, isto é, a atual CUASO. Joly (1950) supôs que a área da fazenda compunha-se basicamente de pastagens, formadas a partir de desflorestamentos e posterior cultivo de gramíneas. Determinou ambientes como campo, brejo e baixada para designar os habitats daquela região, sem contudo avaliar o fragmento de mata. Seu objetivo foi caracterizar essa antiga fazenda, mas omitiu-se “de uma pequena mata natural, destinada ao futuro Jardim Botânico” – provavelmente a atual Reserva Florestal da CUASO - a qual ele pretendia estudar depois. Infelizmente, esse levantamento florístico da mata nunca foi realizado por ele.

Varanda (1997) descreveu a mata como “constituída principalmente por vegetação arbórea, com estrato arbustivo pouco denso, sendo comum a presença de lianas e epífitas; o estrato arbóreo é constituído por árvores de 15 a 20 metros de altura”. Com base na literatura sobre o histórico da vegetação do Estado, a autora propôs duas hipóteses sobre o que haveria ocorrido na mata do Butantã até então, pois havia poucos dados específicos sobre a Reserva, principalmente sobre as

perturbações sofridas. A primeira hipótese é que teria aparecido uma mata secundária junto à nascente, após a destruição da mata original. A segunda é que a mata foi conservada, provavelmente por ser um costume na época de deixar a vegetação junto a nascentes, mesmo quando se desmatava ao redor. Mas ela não conclui qual teria sido o fato mais provável, por falta de dados para uma explicação definitiva, assumindo que ambas hipóteses são viáveis.

O primeiro levantamento florístico da mata da Reserva Florestal da CUASO foi realizado por Rossi (1994), no qual foram reconhecidas 119 espécies de árvores e arbustos, pertencentes a 34 famílias e 83 gêneros de angiospermas. A família com maior número de espécies foi Leguminosae. Encontrou tanto espécies nativas quanto exóticas. Nesse trabalho, elaborou uma chave de identificação para essas espécies. A autora caracterizou a mata de acordo com os estratos, sendo que no estrato superior observou indivíduos de *Alchornea sidifolia*, *Cedrela fissilis*, e *Piptadenia gonoacantha*, entre outras espécies. Propôs que a mata da Reserva teria sofrido grande interferência, pois apresentava um número de espécies arbóreas menor quando comparada com matas próximas, por exemplo, a mata da serra da Cantareira; além disso, a presença de espécies como *Cecropia cinerea* e *Ocotea puberula* seria um indicador de interferência humana. Pela comparação com outras matas brasileiras, indica que a mata talvez estivesse em estágio secundário de sucessão.

Mais recentemente, Dislich (2002) elaborou um amplo estudo sobre a vegetação da mata da Reserva Florestal da CUASO, onde observou que a diversidade de espécies é mais baixa do que em outras regiões mais próximas. Alerta para a presença de populações muito pequenas de espécies tardias nativas, o que pode limitar a capacidade de regeneração da mata. Ele aponta que a estrutura atual da vegetação é influenciada tanto pelos efeitos de borda e idade sucessional das diferentes áreas da mata, quanto por outros fatores ambientais, como tipo de solo, declividade, orientação da vertente e distância do riacho. Para ele, o maior problema para a conservação é a presença de espécies exóticas, principalmente a palmeira australiana invasora *Archontophoenix cunninghamiana*, cuja invasão é analisada no mesmo trabalho e em Dislich *et al.* (2002).

Espécie estudada

O nome do gênero *Archontophoenix* deriva do grego *archon*, que significa rei e *phoenix*, palmeira. A sua hierarquia taxonômica é a seguinte (USDA *et al.* 2005):

Família: Arecaceae; subfamília: Arecoideae; tribo: Arecaceae; subtribo: Archontophoenicinae; gênero: *Archontophoenix* H. Wendl. & Drude

O gênero *Archontophoenix* apresenta seis espécies: *A. maxima*, *A. myolensis*, *A. purpurea*, *A. tuckeri*, *A. cunninghamiana* e *A. alexandrae*, sendo todas endêmicas do leste da Austrália. A distribuição desse gênero se estende desde a península tropical de Cape York (Queensland) até o sul temperado de New South Wales, na Austrália, ou seja, à costa leste do país (Dowe & Hodel 1994).

Na literatura, as espécies do gênero *Archontophoenix* em seu ambiente natural (Austrália) são descritas como adaptadas aos climas tropicais ou subtropicais, mas também habitam locais temperados quentes (PACSOA 2005; Dowe & Hodel 1994). Sua distribuição predominante ocorre em ambientes litorâneos, sendo encontradas em locais alagadiços ou úmidos, próximas ou até mesmo dentro de riachos. Crescem preferencialmente na sombra, mas também se desenvolvem em condições de pleno sol, contanto que a água não seja um fator limitante. O crescimento é rápido, isto é, de 0,33 a 1 metro por ano. As sementes frescas germinam rapidamente, em um a três meses e desenvolvem-se rapidamente se a água for abundante e a temperatura quente (PACSOA 2005).

Na Nova Zelândia, *A. cunninghamiana* começou a ser introduzida no final do século 19, sendo encontrada em diversos ambientes naturais e apresentando características de uma invasora agressiva em potencial (Cameron 2000). Segundo Ewen K. Cameron (Auckland Museum, Nova Zelândia, comunicação pessoal em julho de 2005) três características fazem da espécie uma ameaça para a biodiversidade: crescimento rápido, frutos atrativos e facilmente dispersos por várias espécies de aves e sua similaridade com uma palmeira nativa (*Rhopalostilis sapida*, da mesma subtribo de *Archontophoenix*). Timmins & Braithwaite (2002) também apontam a espécie como possível invasora das Ilhas Hauraki, na Nova Zelândia.

No Havaí, a espécie *A. alexandrae* é amplamente cultivada, tendo escapado às plantações e se naturalizado em diversos ambientes. É indicada como invasora em potencial, principalmente em ambientes vulneráveis, já invadidos por outras espécies (Starr *et al.* 2003).

No Brasil, tanto a espécie *A. cunninghamiana* como *A. alexandrae* são amplamente utilizadas como ornamentais, sendo freqüentemente sugeridas para esse fim (Lorenzi *et al.* 1996). Desde aproximadamente 1990, também são cultivadas como alternativas à produção do palmito tradicional (*Euterpe edulis*), sendo consideradas de fácil cultivo, com rápido crescimento (Bovi *et al.* 2001) e com algumas vantagens econômicas, tal como a maior taxa de sobrevivência do que *Euterpe edulis* (Bovi *et al.* 2004).

As características das espécies *A. cunninghamiana* e *A. alexandrae*, conforme descrição em seu habitat nativo, podem ser resumidas na tabela 1.

Tabela 1: Características das espécies *A. cunninghamiana* e *A. alexandrae*, conforme descrição em seus habitats nativos (Dowe & Hodel 1994). Características exclusivas a apenas uma das espécies estão sublinhadas, enquanto que as características comuns às duas espécies não estão sublinhadas.

Tronco	Até 30 metros de altura Até 30 centímetros DAP Verde a cinza Liso na porção distal, tornando-se fissurado com a idade
Folhas	De 9 a 12 folhas na base Até 4,5 metros de comprimento Arqueadas, com torção lateral moderada a proeminente De 70 a 90 pinas por lado Bainha de 70 a 140 centímetros de comprimento, afunilada em direção ao ápice. <u>Púrpura, marrom ou verde-escuro</u> (<i>A. cunninghamiana</i>) ou <u>verde-claro ou médio</u> (<i>A. alexandrae</i>) Pecíolo com até 50 centímetros de comprimento, até 5 centímetros de largura, côncavo acima e convexo abaixo
Inflorescência	De 50 a 150 centímetros de comprimento e 50 a 60 centímetros de largura
Flores	Estaminadas ou pistiladas <u>De 5 a 6 mm</u> (<i>A. cunninghamiana</i>) ou <u>de 6 a 9,5 mm</u> (<i>A. alexandrae</i>) de comprimento por até 4 mm de largura <u>Lilases ou púrpuras</u> (<i>A. cunninghamiana</i>) ou <u>brancas ou beges</u> (<i>A. alexandrae</i>)
Frutos	Ovóides ou globosos Uma semente por fruto De 8 a 15 cm de comprimento Vermelhos quando maduros
Sementes	Germinação adjacente ligular Endosperma ruminado
Fenologia	A floração e frutificação ocorrem durante todo o ano

Nos ambientes brasileiros, descreve-se que a espécie *A. cunninghamiana* tolera clima temperado (com inverno moderado). Podem crescer sob luz do sol direta; frutificam durante os meses da primavera; suas sementes germinam em torno de 2 meses a 2 meses e meio (Lorenzi *et al.* 1996).

Archontophoenix na Reserva Florestal da CUASO

A palmeira *Archontophoenix cf. cunninghamiana* (figura 4) não foi citada em estudos mais antigos sobre o campus, mesmo naqueles específicos sobre a vegetação, por exemplo em Joly (1950).

Figura 4. Aspecto de indivíduos de *Archontophoenix cf. cunninghamiana*, plantados nos jardins do Instituto de Biociências, na Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), São Paulo, SP.

Uma hipótese é a de que a palmeira só tenha sido introduzida como ornamental após a década de 50. O processo de invasão biológica por esta espécie na Reserva Florestal da CUASO só começou a ser documentado recentemente. Dislich (2002) e Dislich *et al.* 2002 relataram a invasão biológica por *Archontophoenix cunninghamiana* na mata da Reserva Florestal da CUASO através da descrição de padrões espaciais, estrutura de tamanhos e aspectos dinâmicos. Foi detectada uma alta taxa de crescimento populacional (19,4 % ao ano, DAP $\geq$ 9,5 cm) e alta taxa

de recrutamento (19,7% ao ano). Essas taxas, analisadas juntamente com a grande densidade desta espécie na mata são um indicador da invasão biológica e um alerta para seus efeitos deletérios na biota nativa.

Levantamentos anteriores sobre a vegetação da Reserva Florestal da CUASO citaram a ocorrência de palmeiras somente da espécie *Archontophoenix cunninghamiana* (Rossi 1987; Dislich 2002) e não citaram a presença de *Archontophoenix alexandrae*. Recentemente, Mendonça (2004) descreveu a presença tanto de *Archontophoenix cunninghamiana* quanto de *Archontophoenix alexandrae* nas áreas externas ajardinadas do campus da CUASO e externas à Reserva. Portanto, é possível que também haja indivíduos da espécie *A. alexandrae* na Reserva Florestal da CUASO, além de híbridos entre as duas espécies. A hibridização entre essas espécies já foi descrita por Lorenzi *et al.* (1996) em ambientes brasileiros. Em campo, não foi possível distinguir entre as espécies *A. cunninghamiana* e *A. alexandrae*, pois elas são muito semelhantes, tanto em aparência quanto no tamanho (PACSOA 2005), sendo que as diferenças são sutis e algumas delas se referem às flores e frutos (Dowe & Hodel 1994), características que só podem ser comparadas na presença destes elementos (tabela 1). Portanto, neste trabalho, quando houver a impossibilidade em se distinguir os indivíduos entre essas duas espécies, a palmeira será denominada *Archontophoenix cf. cunninghamiana*.

Ao longo do capítulo, será adotado o termo “sementes”. Na realidade, refere-se aos diásporos, ou seja, às sementes e/ou frutos viáveis da palmeira e das outras espécies estudadas. Mas semente é um termo amplamente utilizado e de fácil entendimento, por isso foi escolhido.

Coleta de dados

Uma vez que o fragmento estudado é transversalmente cortado por um riacho, que o “divide” em dois “lados”, esses “lados” serão aqui denominados como lado A e lado B (figura 5). Em cada lado, foi delimitada uma parcela de 100m por 60m. Cinquenta pontos de coleta foram determinados, tendo sido 25 pontos colocados em cada uma dessas parcelas (figura 5). Os pontos foram dispostos de modo sistemático, isto é, distantes 10 m entre si, ao longo de linhas paralelas (linhas 1 a 5, na figura 5) de 20 metros de distância (figura 5).

Figura 5. Disposição dos pontos de coleta na Reserva da CUASO. A: Esquema geral; a linha vermelha delimita as duas parcelas de coleta nos lados A e B da Reserva. B: Detalhe dos pontos de coleta em cada área de coleta (as linhas vermelhas retas são apenas ilustrativas, pois em campo elas acompanhavam a curvatura da borda da Reserva). Quadrados de cores diferentes determinam diferentes distâncias em relação à borda da Reserva, cujos valores estão em negrito e itálico. Os nomes em vermelho e negrito são as faixas de distâncias em relação à borda.

Cada ponto possuía um coletor de diásporos para a chuva de sementes e um espaço delimitado para a coleta de solo, destinado à análise do banco de sementes do solo. O coletor para a chuva de sementes e o coletor para amostras de solo distavam 3 metros entre si. Para a chuva de sementes, cada ponto constou de um coletor de 0,5 m², confeccionado com fio de náilon de trama de 1mm (figura 6), e localizado a 1m de altura em relação à superfície do solo. O material depositado em cada coletor foi retirado mensalmente, totalizando um ano de coletas.

As sementes coletadas da chuva de sementes foram secas à temperatura constante de 60° C, em estufa. Foram posteriormente separadas dos demais detritos que também caíam nos coletores. Somente foram consideradas as sementes íntegras e não imaturas para a análise. Essas sementes foram identificadas até o nível de detalhamento possível (de preferência espécie),

Figura 6. Coletor de sementes da chuva de sementes utilizado neste estudo.

através de consulta à literatura e do auxílio de especialista, o pesquisador Geraldo Antônio Daher Corrêa Franco (Divisão de Dasonomia - Instituto Florestal, SP). Este pesquisador também colaborou com as informações acerca da forma de vida e da síndrome de dispersão de cada espécie.

Para calcular a densidade de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* no banco de sementes do solo, em cada ponto de coleta foi delimitado um quadrado de 20,0 x 20,0 x 5,0 cm (0,002 m³) no solo, onde foi coletada a amostra de solo, com auxílio de um molde coletor metálico com essas dimensões. Foram realizadas quatro coletas, em intervalos de quatro meses. Cada coleta de solo era feita exatamente no mesmo ponto de coleta anterior, a fim de retirar o material acumulado desde a última coleta.

Quatro meses antes da primeira coleta de amostra de solo, foi feita a prévia retirada de solo nos mesmos pontos de coleta posteriores. O objetivo foi extrair o estoque de sementes de solo formado até aquele momento e permitir que a primeira coleta amostrasse o estoque acumulado em quatro meses.

As amostras de solo foram manipuladas, a fim de separar as sementes da palmeira exótica (*Archontophoenix cf. cunninghamiana*) presentes (figura 7). Essas sementes foram consideradas baseando-se em sua integridade, ou seja, sementes potencialmente viáveis por não apresentarem marcas de predação ou ataque de patógenos.

Figura 7. Aspecto da semente de *Archontophoenix cf. cunninghamiana*

A fim de tornar os dados de banco e de chuva de sementes comparáveis entre si, foram considerados também os resultados convertidos em sementes/m².

Também foram identificados, contados e medidos os indivíduos adultos da palmeira *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na vizinhança dos pontos de coleta. Para isso se utilizaram parcelas de 6,0 x 6,0 m demarcadas ao redor de cada um dos 50 pontos de coleta. Foram anotados os indivíduos adultos da palmeira com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 25 cm, medida esta selecionada por ser a mais adequada para mapear os indivíduos efetivamente reprodutivos segundo Dislich (2002).

Durante o mês agosto de 2004, foram contados e medidos (DAP) todos os indivíduos da palmeira *Archontophoenix cf. cunninghamiana* presentes em todo o fragmento florestal (incluindo as duas grandes parcelas, mas não se limitando a elas), com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou maior que 25 centímetros.

Análise dos dados

A riqueza de espécies das sementes da chuva de sementes foi quantificada, assim como a abundância das sementes de diferentes espécies amostradas. A riqueza de espécies da chuva de sementes foi comparada entre diferentes faixas de distâncias da borda, por meio do índice de similaridade de Sørensen.

A abundância de sementes da chuva de sementes foi comparada nas diferentes faixas de distância da borda por meio de análise de suas variâncias, pelo teste de Kruskal-Wallis (Zar 1984), realizada por meio do programa Statistica 6.0 (StatSoft 2001). O mesmo foi feito considerando apenas as sementes da *Archontophoenix cf. cunninghamiana*.

As sementes da palmeira *Archontophoenix cf. cunninghamiana* presentes no banco de sementes do solo foram quantificadas quanto à sua abundância total e em relação às diferentes distâncias em relação à borda. A abundância de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva e no banco de sementes foi comparada nas diferentes faixas de distância da borda por meio de análise de suas variâncias, pelo teste de Kruskal-Wallis (Zar 1984), realizada por meio do programa Statistica 6.0 (StatSoft 2001).

A quantidade de adultos da palmeira *Archontophoenix cf. cunninghamiana* próximos aos pontos de coleta da chuva e banco de sementes e a quantidade de sementes dessa espécie na chuva e no banco de sementes tiveram suas distribuições nos pontos de coleta representadas por diagramas de dispersão de bolhas.

Resultados

Primeiramente, serão apresentados os resultados de todas as espécies encontradas na chuva de sementes. Depois, serão apresentados os dados sobre a palmeira *Archonthophoenix cf. cunninghamiana*, referentes tanto à chuva de sementes quanto ao banco de sementes, além dos dados complementares de indivíduos adultos.

Chuva de sementes - geral

Durante as doze coletas mensais, foram encontradas 28.522 sementes de 57 espécies, distribuídas em 22 famílias (tabela 2). Malpighiaceae foi a família com o maior número de espécies (Pauchard *et al.* 2004), seguida de Myrtaceae e Lauraceae (5 espécies cada).

As famílias que apresentaram as maiores abundâncias relativas de sementes foram Malpighiaceae (35,9%), Asteraceae (22,9%), Rutaceae (16,4%) e Myrtaceae (11,2%).

Uma espécie não identificada de Asteraceae (6499 sementes; 22,8%), *Serjania* sp. 1 (6221 sementes; 21,8%), e uma espécie não identificada de Rutaceae (4602 sementes; 16,1%) apresentam as maiores abundâncias absolutas de sementes (tabela 2).

A soma das sementes de espécies arbóreas caracterizaram uma abundância maior (44,1%) do que a soma de todas as lianas (33,5%). As cinco espécies arbóreas identificadas até gênero mais abundantes foram: *Machaerium nyctitans* (1,7%), *Cordia ecalyculata* (1,6%), *Cecropia glaziovii* (1,4%), *Piptadenia gonoacantha* (1,4%). *Protium heptaphyllum*, *Croton floribundus* e *Otonia* sp. ainda apresentaram valores de abundâncias próximos aos cinco mais abundantes (0,7%, 0,7% e 0,6% respectivamente). As outras espécies arbóreas apresentaram abundâncias relativas abaixo de 0,2% (tabela 2).

Tabela 2: Espécies com sementes coletadas no período de outubro de 2003 a setembro de 2004, classificadas em ordem decrescente de abundância relativa.

Espécie	Família	Hábito de vida	Síndrome de dispersão	Total de sementes	Abundância relativa
Asteraceae 1	Asteraceae	arbórea	anemocoria	6499	0.228
<i>Serjania</i> sp 1	Malpighiaceae	liana	anemocoria	6221	0.218
Rutaceae 1	Rutaceae		zoocoria	4602	0.161
<i>Serjania</i> sp 2	Malpighiaceae	liana	anemocoria	3287	0.115
<i>Psidium</i> sp 1	Myrtaceae	arbórea	zoocoria	3099	0.109
<i>Psychotria</i> sp	Rubiaceae	arbusto	zoocoria	747	0.026
<i>Machaerium nyctitans</i>	Fabaceae	arbórea	anemocoria	497	0.017
<i>Cordia ecalyculata</i>	Boraginaceae	arbórea	zoocoria	470	0.016
<i>Cecropia glaziovii</i>	Cecropiaceae	arbórea	zoocoria	412	0.014
<i>Mascagnia</i> sp 3	Malpighiaceae	arbusto	anemocoria	393	0.014
<i>Piptadenia gonoachanta</i>	Mimosaceae	arbórea	anemocoria	387	0.014
<i>Protium heptaphyllum</i>	Burseraceae	arbórea	zoocoria	217	0.008
<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae	arbórea	zoocoria	211	0.007

Espécie	Família	Hábito de vida	Síndrome de dispersão	Total de sementes	Abundância relativa
Amaranthaceae 2	Amaranthaceae		anemocoria	174	0.006
<i>Ottonia sp</i>	Piperaceae	arbórea	zoocoria	174	0.006
<i>Mascagnia sp 2</i>	Malpighiaceae	arbusto	anemocoria	162	0.006
<i>Mascagnia sp 1</i>	Malpighiaceae	arbusto	anemocoria	146	0.005
<i>Guettarda viburnoides</i>	Rubiaceae	arbórea	zoocoria	77	0.003
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	Arecaceae	arbórea	zoocoria	57	0.002
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	arbórea	anemocoria	54	0.002
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	arbórea	zoocoria	48	0.002
<i>Psidium sp 2</i>	Myrtaceae	arbórea	zoocoria	45	0.002
<i>Paulinia sp</i>	Sapindaceae	arbórea	zoocoria	42	0.001
<i>Eugenia sp 2</i>	Myrtaceae	arbórea	zoocoria	38	0.001
<i>Psychotria suterella</i>	Rubiaceae	arbusto	zoocoria	35	0.001
<i>Serjania sp 3</i>	Malpighiaceae	liana	anemocoria	34	0.001
Lauraceae 1	Lauraceae		zoocoria	33	0.001
<i>Maytenus sp</i>	Celastraceae	arbórea	zoocoria	28	0.001
<i>Dalbergia sp</i>	Fabaceae	arbórea	zoocoria	27	0.001
<i>Cecropia pachystachia</i>	Cecropiaceae	arbórea	zoocoria	26	0.001
<i>Stiffia corymbosa</i>	Asteraceae	arbórea	anemocoria	22	0.001
<i>Sebastiania sp</i>	Euphorbiaceae	arbórea	zoocoria	19	0.001
Amaranthaceae 1	Amaranthaceae		anemocoria	18	0.001
<i>Gomidesia sp</i>	Myrtaceae	arbórea	zoocoria	18	0.001
<i>Zanthoxylum sp 1</i>	Rutaceae	arbórea	zoocoria	18	0.001
<i>Ocotea sp 2</i>	Lauraceae	arbórea	zoocoria	17	0.001
<i>Ocotea sp 1</i>	Lauraceae	arbórea	zoocoria	14	<0.001
<i>Solanum pseudoquina</i>	Solanaceae	arbórea	zoocoria	14	<0.001
<i>Zanthoxylum sp 2</i>	Rutaceae	arbórea	zoocoria	13	<0.001
<i>Tipuana tipu</i>	Fabaceae	arbórea	anemocoria	12	<0.001
<i>Cytherexylum myrianthum</i>	Verbenaceae	arbórea	zoocoria	10	<0.001
Bignoniaceae 1	Bignoniaceae		anemocoria	9	<0.001
Lauraceae 1	Lauraceae	arbórea	zoocoria	5	<0.001
<i>Rapanea ferruginea</i>	Myrsinaceae	arbórea	zoocoria	5	<0.001
<i>Mendosa sp</i>	Acantaceae		zoocoria	4	<0.001
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Arecaceae	arbórea	zoocoria	3	<0.001
Euphorbiaceae 1	Euphorbiaceae		zoocoria	2	<0.001
<i>Cupania sp</i>	Sapindaceae	arbórea	zoocoria	2	<0.001
<i>Cabralea canjerana</i>	Meliaceae	arbórea	zoocoria	2	<0.001
<i>Eugenia sp 1</i>	Myrtaceae	arbórea	zoocoria	2	<0.001
<i>Anchieta sallutaris</i>	Violaceae	liana	anemocoria	2	<0.001
Seis espécies não identificadas				69	
Riqueza de espécies = 57					
Total de sementes				28522	

Quanto à síndrome de dispersão, as sementes anemocóricas apresentaram a maior proporção das sementes coletadas (62,7%). As sementes das espécies classificadas como zoocóricas contribuíram com 37,3%, sendo que a espécie *Archontophoenix*. cf. *cunninghamiana* representou apenas 0,54% de todas as sementes zoocóricas. Embora menor em número de sementes, a síndrome por zoocoria representou um maior número de espécies (71,9% de espécies zoocóricas e 28,1% de espécies anemocóricas. As espécies arbóreas zoocóricas identificadas e mais abundantes estão listadas na tabela 3.

Tabela 3. Espécies arbóreas zoocóricas mais abundantes na chuva de sementes, classificadas em ordem decrescente de número de sementes total na chuva de sementes.

Espécie	Número de sementes na chuva de sementes
<i>Psidium</i> sp 1	3099
<i>Cordia ecalyculata</i>	470
<i>Cecropia glaziovii</i>	412
<i>Protium heptaphyllum</i>	217
<i>Croton floribundus</i>	211
<i>Otonia</i> sp	174
<i>Guettarda viburnoides</i>	77
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	57
<i>Cedrela fissilis</i>	54
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	48
<i>Psidium</i> sp 2	45

Varição temporal

Os dados de precipitação e de temperatura relativos ao período de coletas deste trabalho estão representados na figura 8. O período com os maiores valores de precipitação foi de janeiro a abril de 2004; as maiores temperaturas foram as do período entre dezembro e abril de 2004.

Figura 8. Temperatura média mensal (em °C; linha azul) e precipitação média mensal (em mm, barras vermelhas). Dados IAG/USP e DAEE.

O mês que apresentou o maior número total de sementes coletadas foi fevereiro de 2004 (com 6923 sementes), seguido de outubro de 2003 (4835) e setembro de 2004 (4774) (figura 9).

Figura 9. Número de sementes de todas as espécies coletadas na chuva de sementes, nas coletas mensais de outubro de 2003 a setembro de 2004.

A figura 10 ilustra a chuva de sementes das onze espécies arbóreas zoocóricas identificadas, ao longo dos meses de coleta de dados.

Figura 10. Abundância de sementes de espécies arbóreas zoocóricas identificadas, coletadas na chuva de sementes. A: espécie mais abundante *Psidium sp.*; B: 5 espécies mais abundantes (segunda à sexta espécie), exceto *Psidium sp.*; C: Sétima à décima primeira espécie mais abundante.

O alto valor em fevereiro de 2004 se deveu principalmente a apenas três espécies: Rutaceae 1, que contribuiu com 45,7% das sementes desta coleta, *Serjania* sp. 1, com 25,5% e *Psidium* sp. 1, com 18,7%; as três espécies somam 90% de todas as sementes coletadas nesse mês. Já em outubro de 2003, 90% das sementes coletadas foram de *Serjania* sp 1 (54,6%) e Asteraceae 1 (34,4%), de modo semelhante ao que ocorreu em setembro de 2004, cujo pico de sementes se deveu a essas mesmas espécies (43,7% e 42,3%, respectivamente).

Comparação espacial

Comparando-se os dois lados da Reserva (lados A e B, figura 5), observou-se que o total de sementes da chuva de sementes encontrado em cada lado apresentou proporções semelhantes, sendo que no lado A foram encontradas 13728 sementes (48,13%) e no lado B, 14794 sementes (51,87%). No entanto, esses valores se revelaram significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis ($H = 5,7055$; $p < 0,05$).

Considerando o número de sementes em relação às diferentes faixas de distância da borda, o teste estatístico não resultou em diferença significativa para a abundância de sementes do lado A da Reserva ($H = 5,227331$; $p > 0,05$), nem para a abundância de sementes do lado B ($H = 3,306115$; $p > 0,05$). Apesar desses resultados, a figura 11 mostra que houve uma

Figura 11. Abundância de sementes coletadas na chuva de sementes no lado A (barras verdes) e no lado B (barras amarelas) da Reserva Florestal da CUASO.

tendência ao aumento do número total de sementes à medida que aumentava a distância da borda no lado B. Já no lado A, não houve tendência clara no aumento ou declínio no número de sementes em relação à distância da borda (figura 11).

Ainda em relação às diferentes faixas de distância da borda, mas considerando a similaridade da composição de espécies das sementes amostradas, os resultados indicaram um gradiente de similaridade entre as faixas (tabela 4). As faixas mais próximas entre si apresentaram índice de similaridade maior do que entre faixas mais distantes, quando são consideradas as faixas do mesmo lado da Reserva.

Tabela 4: Índices de similaridade de Sørensen entre diferentes faixas de distância da borda, para as sementes da chuva de sementes.

	A10	A20	A30	A40	A50
A10		0,8124	0,5455	0,6002	0,5311
A20			0,6700	0,6521	0,5882
A30				0,6631	0,2233
A40					0,7141
A50					

	B10	B20	B30	B40	B50
B10		0,6954	0,5208	0,4906	0,5108
B20			0,5361	0,5700	0,5636
B30				0,0128	0,5041
B40					0,7509
B50					

	B10	B20	B30	B40	B50
A10	0,2140				
A20		0,2796			
A30			0,2596		
A40				0,4628	
A50					0,3505

Sementes da espécie *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva e no banco de sementes

Na chuva de sementes, na soma das doze coletas ao longo de um ano, foram observadas 57 sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* (0,19% do total de sementes de todas as espécies) (tabela 5). Considerando que a área total amostrada pelos coletores foi de 25 m², a densidade média de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* foi de 2,28 sementes/m², no período produtivo (período mais chuvoso). Não houve diferença significativa do número de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* em relação às diferentes faixas de distância, no lado A (Kruskal-Wallis: $H = 3,0710$; $p > 0,05$), mas houve diferença significativa no lado B da Reserva Florestal da CUASO (Kruskal-Wallis: $H = 11,05704$; $p < 0,05$). Entretanto, o teste *a posteriori* Dunnett C (Zar 1984), efetuado por meio do programa SPSS (SPSS Inc. 1997) não pôde identificar entre quais faixas de distância havia diferença significativa. A distribuição das sementes na chuva de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* ao longo das faixas de distância está representada na figura 12.

Figura 12. Número de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva de sementes, ao longo de diferentes faixas de distância em relação à borda da mata.

O mês de maior abundância absoluta de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* foi fevereiro de 2004 (21 sementes), enquanto que março de 2004 foi o mês com a maior abundância relativa (1,07%). A baixa abundância relativa de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva de sementes permaneceu em praticamente todo o período de coleta, com exceção do mês de março (1,07%). O mês com maior abundância absoluta foi fevereiro, quando foram coletadas

21 sementes (tabela 5 e figura 10). Nos meses de maio a setembro, nenhuma semente de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* foi encontrada nos coletores. Nesses meses, a abundância de todas as outras espécies também foi menor.

Tabela 5: Quantidade de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva de sementes

Meses de coleta	Número de sementes na chuva de sementes	Número de sementes/m ² na chuva de sementes	Abundância relativa na chuva de sementes
10/2003	1	0,04	0.0002
11/2003	11	0,44	0.0033
12/2003	1	0,04	0.0005
01/2004	9	0,36	0.0026
02/2004	21	0,84	0.0030
03/2004	10	0,40	0.0107
04/2004	4	0,16	0.0054
05/2004	0	0	0.0000
06/2004	0	0	0.0000
07/2004	0	0	0.0000
08/2004	0	0	0.0000
09/2004	0	0	0.0000
Total	57	2,28	0.0020

No banco de sementes, no total de quatro coletas ao longo de um ano, foram encontradas 33 sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* nas amostras de solo (tabela 6). Considerando que a área total amostrada pelos coletores foi de 2 m², o total de sementes acumulado foi de 16,50 sementes/m². Não houve diferença significativa do número de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* em relação às diferentes faixas de distância, nem no lado A (Kruskal-Wallis: H = 0,4961; p > 0,05), nem no lado B da Reserva Florestal da CUASO. A distribuição das sementes no banco de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* ao longo das faixas de distância está representada na figura 13.

Tabela 6: Quantidade de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* nas amostras de solo

Meses de coleta	Número de sementes no banco de sementes	Número de sementes/m ² no banco de sementes
10/2003	7	3,5
02/2004	19	9,5
06/2004	7	3,5
10/2004	0	0
Total	33	16,5

Figura 13. Número de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* no banco de sementes, ao longo de diferentes faixas de distância em relação à borda da mata.

A coleta do banco de sementes com maior número de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* foi a realizada em fevereiro de 2004. Na última coleta, realizada em outubro de 2004, não foi constatada a presença de sementes dessa espécie.

Para comparar o número de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* entre a chuva de sementes e o banco de sementes, foi feita uma comparação espacial simples, através do número de sementes encontrado em cada ponto de coleta, somadas as coletas de um ano (figura 14). Observa-se que não parece haver semelhança entre a distribuição espacial das sementes desses dois tipos diferentes de estratégias de regeneração na mata da Reserva Florestal da CUASO.

Os intervalos de coleta coincidentes, ou seja, nos quais o acúmulo de sementes no solo coletado coincidiu com os meses de coleta da chuva de sementes estão listados na tabela 7.

Tabela 7: Quantidade de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva e no banco de sementes

Período de coleta coincidente	Número de sementes/m ² na chuva de sementes	Número de sementes/m ² no banco de sementes
I – referente ao acúmulo dos meses de novembro/2003 a fevereiro/2004	84	475
II – referente ao acúmulo dos meses de março a junho/2004	28	175
Total	112	650
<i>Média</i>	<i>2,24</i>	<i>13</i>
<i>Desvio padrão</i>	<i>5,53</i>	<i>27,31</i>

Figura 14. Distribuição espacial nos 50 pontos de coleta de sementes de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* na chuva de sementes (A), de sementes de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* no banco de sementes (B) e dos indivíduos adultos de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* próximos aos pontos de coleta. A disposição dos pontos se refere à esquematizada pela figura 5.

Indivíduos adultos de *Archontophoenix cf. cunninghamiana*

Na análise da densidade de palmeiras adultas próximas aos pontos de coleta, nas 50 parcelas de 6,0 X 6,0 m, foram encontrados 9 indivíduos com DAP maior ou igual a 25 centímetros. Apenas uma das parcelas apresentou dois indivíduos, as demais tiveram apenas um (7 parcelas) ou nenhum (42 parcelas) indivíduo próximo (figura 14).

Discussão

No presente trabalho realizado na mata da Reserva Florestal da CUASO, foi encontrada uma riqueza de espécies (57 espécies, sendo 35 espécies de arbóreas) maior do que a encontrada por um estudo anterior sobre chuva de sementes, realizado por Gorresio-Roizman (1993). Essa autora amostrou uma área menor da Reserva, ou seja uma parcela de 50 por 50m, onde coletou dados de 35 pontos inseridos nesta parcela. Observou 18 espécies, das quais apenas 5 coincidem com o presente trabalho (*Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Croton floribundus*, *Guettarda viburnoides*, *Solanum pseudoquina*). Uma possível explicação para essa diferença seria a heterogeneidade espacial e temporal da chuva de sementes de diferentes espécies, que em geral não é refletida em estudos pontuais. A maior riqueza de espécies do presente trabalho pode ser resultado da maior aérea de coleta de dados. Nessa comparação, deve-se considerar as variáveis ecológicas envolvidas, como as diferenças fenológicas entre períodos de amostragem diferentes e da própria modificação da composição florística da comunidade após um intervalo de mais de dez anos.

A riqueza de espécies arbóreas na chuva de sementes no presente trabalho pouco se assemelha à riqueza de indivíduos adultos encontrada por Dislich (2002), na mata da Reserva Florestal da CUASO. No presente estudo foram observadas sementes de 35 espécies arbóreas e no estudo de Dislich (2002) foram observadas 91 espécies de espécies arbóreas (DAP >25cm). Destas 91 espécies, 12 apresentaram sementes na chuva de sementes amostrado pelo presente trabalho. Ele observou que as espécies mais abundantes foram *Alchornea sidifolia*, *Piptadenia gonoachanta*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata*, *Eucalyptus* sp., *Cecropia glaziouii* e *Archontophoenix cf. cunninghamiana*. Cinco destas espécies tiveram suas sementes amostradas pelo presente trabalho (*Piptadenia gonoachanta*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata*, *Cecropia*

glaziouii e *Archontophoenix cf. cunninghamiana*) e a abundância das sementes de algumas dessas espécies também foram as maiores encontradas. Essas comparações podem indicar que muitas espécies arbóreas não estão representadas na chuva de sementes da comunidade, o que pode ser motivo de alerta em termos de conservação da flora nativa neste fragmento. A presença dos indivíduos adultos na comunidade não é certeza de manutenção das espécies na comunidade, pois é preciso ocorrer a reprodução/recrutamento de modo a viabilizar a presença das populações. Portanto, a fase de dispersão de sementes é fundamental nessa manutenção. Se grande parte das espécies nativas não apresenta sementes na chuva de sementes, pode ser o sinal de baixa capacidade de regeneração desta comunidade. No entanto, é preciso considerar a sazonalidade das espécies e o fato de que as coletas representam amostras pontuais.

A abundância das sementes da chuva de sementes da comunidade ao longo das coletas mensais parece indicar um padrão de sazonalidade, uma vez que as maiores abundâncias foram observadas em meses do período mais chuvoso (de outubro de 2003 a fevereiro de 2004). Entretanto, para esse padrão ser confirmado, seriam necessários vários anos seguidos de observação. O pico de abundância total de sementes em fevereiro de 2004 coincidiu com o período de maior precipitação e temperatura. Analisando-se apenas as espécies arbóreas zoocóricas abundantes, o número máximo de sementes coletadas de algumas destas espécies também coincidiram com o pico de precipitação de fevereiro, como *Psidium* sp, *Cordia ecalyculata*, *Protium heptaphyllum* e *Croton floribundus*. Assim como neste trabalho, Gorresio-Roizman (1993) também observou um maior número de sementes na chuva de sementes no período mais chuvoso, reforçando a idéia de sazonalidade dos padrões fenológicos da comunidade. Isso coincide também com o observado por Grombone-Guaratini & Rodrigues (2002) em uma floresta semidecidual (SP), mas difere do encontrado por Grombone-Guaratini *et al.* (2004), em uma floresta de galeria em Mogi Guaçu (SP), pois neste último estudo, ocorreu o aumento da densidade de sementes de espécies arbóreas pioneiras no banco de sementes na época seca.

A presença da espécie *Archontophoenix cunninghamiana* no banco de sementes da mata da Reserva Florestal da CUASO é descrita pela primeira vez no presente trabalho. A dinâmica do banco de sementes na mata da Reserva Florestal da CUASO foi analisada por Gorresio-Roizman (1993), em uma única coleta (em janeiro de 1989), na qual observou a germinação de sementes

de 12 famílias, 16 gêneros e 19 espécies. *Trema micrantha*, *Cecropia cinerea* e *Solanum erianthum* foram as espécies mais abundantes. Constatou-se a predominância de espécies arbóreas pioneiras no solo e um decréscimo no número de espécies e indivíduos de acordo com a profundidade. A espécie *Archontophoenix cunninghamiana* estava ausente nos resultados do referido trabalho. Uma vez que o banco de sementes geralmente é temporal e espacialmente dinâmico (Cabin & Marshall 2000), a ausência dessa espécie no banco de sementes do referido estudo não significa necessariamente que ela estaria ausente na mata, mas talvez apenas ausente no período e nas áreas amostradas. Tal hipótese é reforçada pela significativa presença das sementes desta espécie nos resultados do presente trabalho.

Da mesma forma que na chuva de sementes total da comunidade, a abundância das sementes da palmeira *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* atingiu o máximo em fevereiro, tanto da chuva quanto no banco de sementes, sendo um indicativo de sazonalidade para essa espécie. Essa hipótese de sazonalidade é reforçada pela ausência de sementes dessa espécie no período mais seco, nos meses de maio e setembro de 2004, na chuva de sementes, e no mês de outubro, no banco de sementes. Esse resultado confere com o período de frutificação observado por Figliolia & Piña-Rodrigues (1995), ou seja, em fevereiro e março. A época de floração e duração de florada de *Archontophoenix cunninghamiana* no campus da CUASO, nas áreas externas à Reserva foram observadas como sendo de fevereiro a junho por Pirani & Cortopassi-Laurino (1994), contrastando com Mendonça (2004), que descreve o período de floração e frutificação desta espécie como sendo durante todo o ano, o que também difere do indicado no presente trabalho. Provavelmente, esse último resultado foi encontrado porque Mendonça (2004) observou indivíduos adultos de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* nas áreas ajardinadas do campus e externas à Reserva, que apresentam condições bióticas e abióticas muito distintas das condições no interior do fragmento. Durante o período de execução do presente trabalho, foi observado (informalmente) que a floração – e conseqüente frutificação – dessa espécie exótica é bem superior em condições de maior insolação (nas áreas ajardinadas do campus) do que no interior da mata.

Quanto à variação espacial da abundância de sementes da chuva de sementes e do banco de sementes, algumas considerações podem ser feitas. Os dois lados da Reserva Florestal da CUASO apresentaram resultados semelhantes no número de sementes coletadas, mas foram

observadas diferenças quanto à composição de espécies na chuva de sementes. Pode-se inferir que tanto o grau de perturbação e o entorno diferenciados em cada lado podem ser fatores que contribuem para esse resultado. O lado A, por exemplo, está próximo de uma área bastante arborizada (o Clube de Professores da USP), enquanto o lado B possui como entorno prédios e áreas ajardinadas. Outra diferença está no fato de que o lado A possui acesso mais fácil e é muito mais freqüentado por alunos e professores da universidade, o que aumenta o pisoteamento e outros impactos antrópicos.

Em relação às diferentes faixas de distância em relação à borda, em geral as faixas imediatamente próximas entre si obtiveram maiores índices de similaridade de riqueza de espécies da chuva de sementes do que entre faixas mais distantes. Isso pode ser indicativo de que a chuva de sementes apresenta um gradiente de espécies. Em um estudo sobre a florística e estrutura da borda da mata da Reserva Florestal da CUASO, Teixeira (1998) utilizou metodologia distinta do presente trabalho, pois considerou faixas de três metros de largura e a uma distância máxima de 21 metros em direção ao interior. Apesar dessa diferença metodológica, é possível fazer algumas comparações. Embora Teixeira (1998) tenha observado um gradiente de similaridade da composição de espécies a partir da borda até o interior da mata, ela concluiu que a composição florística da borda não é diferente da faixa mais interior da mata. Conferiu esse resultado ao fato de grande parte das espécies observadas fazerem parte de todas as faixas de distância da borda. Mesmo assim, em uma análise mais refinada, apontou para a presença de distintos habitats na mata, conforme a distância da borda. Ou seja, indicou a presença de um habitat de borda que apresentava várias espécies típicas deste habitat, assim como um habitat de interior, com espécies típicas de interior. Também ressaltou a presença de um mosaico de habitats na mata, devido à presença de clareiras, por exemplo. Esse mosaico confere com o descrito por Rossi (1987) e Dislich (2002). Esses trabalhos se referem à composição florística dos adultos presentes na mata da Reserva Florestal da CUASO. É importante ressaltar que essa composição, sua heterogeneidade espacial e os padrões fenológicos de cada população presente interferem na composição da chuva e do banco de sementes da comunidade. No caso da mata da Reserva Florestal da CUASO, é difícil estabelecer qual é o efetivo papel dos efeitos de borda que interferem na dinâmica da comunidade. Isso porque as outras variáveis envolvidas – entre elas, o

tamanho reduzido do fragmento, a idade das diferentes regiões da mata, a topografia - se confundem com esses efeitos. O tamanho reduzido confere menor área de interior, aliado ao formato estreito do fragmento. As regiões de borda do fragmento coincidem com as áreas mais recentes de mata. A topografia do fragmento confere um gradiente de declividade a partir da borda em relação ao interior, sendo que o interior é um fundo de vale. Portanto, todos esses fatores colaboram para uma heterogeneidade florística das diferentes faixas de distância da borda; mas a baixa diversidade de espécies não colabora para essa heterogeneidade.

Embora esse trabalho tenha usado uma metodologia diferente de Dislich (2002) para coletar os dados, pode-se fazer algumas comparações entre as espécies arbóreas coincidentes e as diferentes distâncias da borda da mata. Quando o autor considerou DAP menor (9,5 cm), a população de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* foi a mais abundante entre todas as espécies da mata, em uma área que coincide com o lado A considerado neste trabalho. Entretanto, quando o DAP considerado foi maior (DAP > 25cm), algumas das espécies mais abundantes em relação aos indivíduos adultos no estudo de Dislich (2002) coincidem com as do presente trabalho: *Cordia ecalyculata*, *Piptadenia gonoacantha* e *Croton floribundus*, não estando a *Archontophoenix cf. cunninghamiana* entre elas. Neste mesmo local coincidente, o autor observou indivíduos adultos de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* agregados ao longo do riacho, que é um local sujeito a alagamento nas épocas de maior precipitação. Por isso, a densidade relativa de indivíduos de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* (DAP > 9,5cm) desde a borda até o interior apresentou pequena tendência à diminuição, sendo que na faixa a 100m da borda, houve uma densidade elevada (Dislich 2002). Isso porque essa faixa coincide com o riacho, área bastante úmida e que fica logo após um acentuado declive. Isso é, onde alguns indivíduos adultos se encontram agregados. Na chuva de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana*, no lado A da Reserva, houve um número maior de sementes na faixa mais distante da borda (50 metros), o que pode estar relacionado com esse maior número de adultos reprodutivos agregados no interior, próximos ao riacho.

A comparação entre a chuva e o banco de sementes não foi completa no presente trabalho. Um dos fatores que colaborou para isso foi a ausência de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* em um número grande de coletores durante as diversas coletas realizadas.

Apesar disso, foi possível comparar a densidade das sementes nos períodos de coleta coincidentes. A abundância relativa de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva de sementes parece baixa na comunidade. Entretanto, o número de sementes da espécie é significativo na chuva, ainda mais quando é analisado pela densidade que ele representa. Considerando que a densidade total de sementes foi de 2,28 sementes por m², se isso fosse extrapolado para o todo fragmento, seria obtido um valor de aproximadamente 235000 sementes na mata. Mesmo sendo uma extrapolação grosseira, que ignora a heterogeneidade do ambiente, ela é útil para ilustrar que as sementes da espécie invasora estão presentes na comunidade em número suficiente para manter a população. No caso do banco de sementes, essa densidade é ainda maior, ou seja, 16,50 sementes por m² no período reprodutivo. Esse resultado não difere do que geralmente pode ocorrer, pois em florestas tropicais, há pouca correlação entre a composição da vegetação estabelecida e o banco de sementes, assim como entre a chuva de sementes e o banco de sementes (Drake 1998). Em estudo realizado em uma floresta estacional semidecidual em São Paulo, Grombone-Guaratini (1999) encontrou uma perda de 85,7% de sementes na passagem da chuva para o banco sementes de espécies nativas, possivelmente explicadas pela predação às sementes, ao ataque de patógenos e à própria germinação. Garwood (1989) propõe que espécies nativas de florestas tropicais geralmente utilizam diversas estratégias de regeneração, entre elas o o banco de sementes; mas essa estratégia seria mais atribuída a espécies pioneiras. Com isso, os resultados do presente trabalho podem servir de alerta para a probabilidade desta espécie invasora apresentar uma estratégia de regeneração que pode estar contribuindo para uma maior competitividade e conseqüentemente maior poder de invasão.

A alta densidade de sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* no banco de sementes quando comparada à chuva de sementes indica que esta espécie pode formar banco de sementes, mesmo que temporário. Em seu ambiente nativo, o intervalo de germinação desta espécie é de 3 meses e ela não forma banco de sementes persistente (PACSOA 2005). No Brasil, Lorenzi *et al.* (1996) descrevem o período de geminação como sendo de aproximadamente 2 meses. Entretanto, é necessário cautela para não superestimar o banco de sementes como a principal estratégia de reprodução de *Archontophoenix cf. cunninghamiana*, pois para tanto seria necessária a confirmação através de experimentos que verificassem o tempo de viabilidade das

sementes enterradas e o tempo de germinação nos diferentes microhabitats da Reserva Florestal da CUASO.

Próximos aos coletores da chuva e do banco de sementes foram observados poucos indivíduos adultos de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana*. Mas esse baixo número de adultos próximos aos coletores contrasta com o elevado número total de indivíduos adultos observado em toda a mata pelo presente trabalho, que é 2,4 vezes maior do que o descrito pelo trabalho de Dislich (2002). A alta densidade da população dessa espécie também foi observada por Dislich (2002), além das altas taxas de crescimento populacional (19,4% ao ano) e de recrutamento (19,7% ao ano). O baixo número de indivíduos adultos próximos aos coletores pode ser um efeito da amostragem, aliado ao padrão de distribuição agregado dos indivíduos adultos dessa espécie (descrito por Dislich 2002).

As sementes de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* poderiam ser levadas para maiores distâncias a partir da planta parental através da dispersão biótica primária - por exemplo através de aves que a utilizassem como alimento – ou por eventos pós dispersão, como a ação de animais rasteiros, como formigas ou pequenos mamíferos. Entretanto, essa pode não ser a realidade da mata da Reserva Florestal da CUASO, pois pequenos mamíferos provavelmente são escassos no local. Os fatores de dispersão mais prováveis neste caso seriam os abióticos, por exemplo pela simples queda ou quando as sementes se deslocam em função da própria declividade do terreno, facilitadas ou não pela ação da chuva. Os agentes bióticos em potencial seriam as aves; entretanto, as aves que utilizariam os frutos como recurso alimentar são típicas de áreas abertas, tais como *Pitangas sulphuratus* (bem-te-vi) e *Turdus rufiventris* (sabiá laranjeira) (Hasui & Höfling 1998). Também não há registros de espécies de aves especialistas, que estariam utilizando os frutos de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* como principal fonte de recurso (Hasui & Höfling 1998).

A manutenção da população de *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* na mata é consequência de seu sucesso como invasora, por conseguir se regenerar constantemente, através de processos básicos como polinização, germinação, recrutamento e desenvolvimento dos jovens. O sucesso desta invasão pode ser devido a dois grandes grupos de fatores: o poder de invasão da espécie e

a suscetibilidade da comunidade à invasão. Geralmente é difícil distinguir qual desses fatores é mais decisivo no sucesso da invasão, portanto aceita-se que a combinação dos dois seja o motivo determinante. No caso estudado, a espécie *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* parece apresentar algumas características dos invasores em potencial, tais como a grande produção de frutos e rápido crescimento vegetativo. Mas as características da comunidade invadida também parecem determinar esse sucesso, pois a área é altamente degradada, isolada de outras comunidades e de tamanho reduzido. Outras populações arbóreas dentro da mata podem estar com o fluxo de sementes comprometido, tanto pelo pequeno número de adultos reprodutivos (ou a ausência deles), quanto pelo alto grau de isolamento que impossibilita a chegada de diásporos de outras comunidades, diminuindo as chances de variabilidade genética. Dislich (2002) alertou que espécies tardias apresentam populações reduzidas dentro da mata. No caso da palmeira, o isolamento da mata não parece ser um fator que limite o crescimento de sua população; uma explicação seria a presença de focos de invasão constantes, por causa dos indivíduos cultivados como ornamentais nas áreas externas próximas à Reserva.

Por todos esses motivos, *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* pode ter sua capacidade de invasão potencializada pelas características do ambiente invadido e da comunidade ali inserida, que apresenta diversos fatores que colaboram para diminuir a resistência da comunidade à invasão. Entre eles, estão: alto grau de isolamento, tamanho reduzido, baixíssimo fluxo de diásporos entre diferentes regiões, baixa diversidade de espécies, pouca disponibilidade de agentes dispersores bióticos, alta quantidade de lianas, populações pequenas de espécies tardias, impactos antrópicos (lixo, pisoteamento etc), entre outros.

Implicações para manejo e conservação

Apesar do tamanho reduzido e do alto grau de isolamento da mata da Reserva Florestal da CUASO, ela representa um dos poucos fragmentos florestais da cidade de São Paulo. Portanto, necessita ter sua biodiversidade conservada. Porém, as espécies vegetais nativas e presentes na mata possuem capacidade de regeneração limitada, ao que se refere à chegada de diásporos de áreas florestadas mais próximas. Assim, além da conservação dos adultos reprodutivos já presentes na comunidade, deve-se pensar sobre a introdução deliberada de novos indivíduos

como estratégia de conservação. Deste modo, a diversidade genética poderia ser incrementada e a sobrevivência das populações dessas espécies poderia ser mais garantida. Espécies nativas que não estão mais representadas na comunidade poderiam ter indivíduos plantados na Reserva Florestal da CUASO, como forma de enriquecimento. A criação de corredores ou “stepping stones” que promovessem a dispersão de diásporos nativos entre áreas florestadas mais próximas seria uma ferramenta importante para minimizar os efeitos da fragmentação e isolamento.

O campus da USP possui grande potencial para o desenvolvimento dessas áreas de ligação, pois é amplamente arborizado. Entretanto, isso é dificultado pela arbitrariedade e falta de diretrizes na ornamentação e conservação de áreas verdes do campus. O plantio de espécies exóticas é freqüente. Os indivíduos adultos nativos plantados provavelmente foram advindos das mesmas matrizes, o que não colabora para a diversidade genética e fenotípica. A própria distribuição das áreas verdes não obedece a critérios ecológicos, desperdiçando assim o potencial do campus como fonte de diásporos nativos.

Um argumento utilizado por defensores da presença de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* como ornamental no campus é a de que as aves se alimentam de seus frutos e a retirada desta espécie prejudicaria esses animais. Entretanto, isso não se sustenta pelos dados do presente trabalho e de trabalhos anteriores. Isso porque na Reserva Florestal da CUASO, as espécies arbóreas zoocóricas que apresentam a maior abundância na chuva de sementes também são abundantes como indivíduos adultos (Dislich 2002), tais como *Cordia ecalyculata* e *Croton floribundus*; além de frutificarem em boa parte do ano, como *Cecropia glaziovii* e *C. ecalyculata* (Ferraz 1999). Os resultados do presente trabalho também indicam que, apesar da maior concentração de sementes de espécies arbóreas zoocóricas na chuva de sementes no período mais chuvoso, há espécies que apresentem sementes também no período mais seco (como *Zabthoxylum rhoifolium* e *Guettarda viburnoides*). Estas são espécies zoocóricas, cujos frutos e sementes são fontes de recurso para as aves que visitam a mata. Portanto, os frutos de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* provavelmente não são o principal recurso alimentar para as aves, como se costuma inferir. Por isso, a substituição planejada e gradual dos indivíduos de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* por outros indivíduos de uma espécie nativa de nicho semelhante (por exemplo, um palmeira nativa) seria aceitável e não afetaria a fauna

negativamente. Outro fator que colabora para essa substituição é que as aves atuais que visitam tanto a mata quanto os arredores são de espécies generalistas (Hasui & Höfling 1998) e que se adaptariam à menor densidade dessa palmeira, compensada pela introdução de outras espécies de frutos zoocóricos.

O deslocamento limitado das aves entre a mata e os arredores tem várias implicações. No caso das sementes de *Archontophoenix cf. cunninghamiana*, mesmo com pouca interação entre a mata e os jardins, a sua dispersão ainda é vantajosa em relação à de espécies nativas, por causa do elevado número de indivíduos adultos cultivados nas áreas ajardinadas do campus, que servem de foco para novas introduções. Outro problema é a grande distância de fragmentos mais próximos, de composição florística semelhante e que poderiam servir de fonte de novos diásporos; as aves – na ausência de corredores entre as áreas – acabam por limitarem-se ao campus e aos indivíduos já estabelecidos ou plantados deliberadamente ao longo do tempo.

A população de *Archontophoenix cf. cunninghamiana* se manterá ou até mesmo continuará crescendo se não forem tomadas ações no sentido contrário. A substituição dessa palmeira exótica por espécies nativas dentro da mata da Reserva é uma ação de manejo urgente, que deve ser programada e executada o quanto antes. Outras ações conjuntas que visem a conservação da biodiversidade local e o controle da invasão devem ser implementadas. Entre elas estão: a substituição da palmeira como ornamental no campus (para evitar a fonte de reintroduções na mata), o controle do excesso de lianas que dificulta a regeneração de arbóreas, o controle das pressões antrópicas mais impactantes, como o pisoteamento (que prejudica a regeneração das plântulas), a invasão de animais tais como os cachorros abandonados no campus, a entrada ilegal de pessoas, o despejo de lixo e entulho na mata e a manutenção do banco de dados da biodiversidade da mata da Reserva Florestal da CUASO.

Conclusão

A dispersão de sementes da palmeira invasora *Archontophoenix cf. cunninghamiana* está ocorrendo na comunidade e os resultados indicam que essa espécie pode estar utilizando o banco

de sementes como estratégia de regeneração. Aliados a isso estão a alta densidade de indivíduos adultos e as altas taxas de crescimento e recrutamento da população invasora. Esse é um cenário alarmante para a conservação da biodiversidade do fragmento, que já é menor do que a encontrada em áreas florestadas semelhantes.

Tanto as características da palmeira invasora quanto as do ambiente podem contribuir para a continuidade da invasão na Reserva, sendo difícil separar a força de cada fator envolvido. Nas áreas externas à Reserva: a presença de palmeiras desta espécie como ornamental; no interior da Reserva: as pequenas populações de espécies tardias nativas, a menor diversidade de espécies, o grau de isolamento da Reserva Florestal da CUASO, seu tamanho reduzido, o fluxo de diásporos nativos comprometido – tudo pode determinar a menor capacidade de resistência, regeneração e manutenção da biota nativa.

Referências Bibliográficas

- Bovi M.L.A., Resende M.D.V., Saes L.A. & Uzzo R.P. (2004) Genetic analysis for sooty mold resistance and heart of palm yield in *Archontophoenix*. *Scientia Agricola* 61,
- Bovi M.L.A., Saes L.A., Uzzo R.P. & Spiering S.H. (2001) Adequate timing for heart of palm harvesting in King palm. *Horticultura Brasileira* 19, 135-139
- Brokaw N. (1998) Fragments past, present and future. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 382-383
- Cabin R.J. & Marshall D.L. (2000) The demographic role of soil seed banks. I. Spatial and temporal comparisons of below- and above-ground populations of the desert mustard *Lesquerella fendleri*. *Journal of Ecology* 88, 283-292
- Cameron E.K. (2000) Bangalow palm (*Archontophoenix cunninghamiana*) begins to naturalise. *New Zealand Botanical Society* 60, 12-16
- Campos E.S. (2004) *História da Universidade de São Paulo*. EDUSP, São Paulo.
- Colautti R.I. & MacIsaac H.J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity & Distributions* 10, 135-141
- Cordeiro N.J., Patrick D.A.G., Munisi B. & Gupta V. (2004) Role of dispersal in the invasion of an exotic tree in an East African submontane forest. *Journal of Tropical Ecology* 20, 449-457

- Crooks J.A. (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97, 153-166
- D'Antonio C.M. & Kark S. (2002) Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 202-204
- Dislich, R. (2002) Análise da vegetação arbórea e conservação na Reserva Florestal da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Dislich R., Kisser N. & Pivello V.R. (2002) A invasão e um fragmento em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Revista Brasileira de Botânica* 25, 55-64.
- Dowe J.L. & Hodel D.R. (1994) A revision of *Archontophoenix* H. Wendl. & Drudee (Arecaceae). *Austrobaileya* 4, 227-244
- Drake D.R. (1998) Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science* 9, 103-112
- Ferraz D.K. (1999) Fenologia de árvores em um fragmento de mata em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 59, 305-317
- Figliolia M.B. & Piña-Rodrigues F.C. (1995) Manejo de sementes de espécies arbóreas. *Instituto Florestal - Série Registros* número 15
- Garwood N.C. (1989) Tropical soil seed banks: A review. In: *Ecology of Soil Seed Banks* (eds Leck M.A., Parker V.T. & Simpson R.L.) Academic Press, San Diego.
- Google Inc. (2005) Google Earth. www.google.com. Acesso em 5-5-2005
- Gorresio-Roizman, L. (1993) Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Grombone-Guaratini, M. T. (1999) Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas
- Grombone-Guaratini M.T., Leitão Filho H.F. & Kageyama P. (2004) The seed bank of a gallery forest in Southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47, 793-797
- Grombone-Guaratini M.T. & Rodrigues R.R. (2002) Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 18, 759-774

- Harper K.A., MacDonald S.E., Burton P.J., Chen J., Brosfoks K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S. & Esseem P. (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19, 1-15
- Hasui E. & Höfling E. (1998) Preferência alimentar das aves frugívoras de um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 84, 43-64
- Howe F.H. & Miriti M.N. (2000) No question: seed dispersal matters. *Trends in Ecology & Evolution* 15, 434-436
- Joly A. (1950) Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8, 5-68
- Kolar C.S. & Lodge D.M. (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 199-204
- Köppen W. (1948) *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fundo de Cultura Economica, México.
- Lorenzi H., Souza H.M., Costa J.T.M., Siqueira L.S.C. & Von Brehm N. (1996) *Palmeiras no Brasil - nativas e exóticas*. Editora Plantarum, Nova Odessa.
- Mack M.C. & D'Antonio C.M. (1998) Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 195-198
- Mack R.N. (1996) Predicting the identity and fate of plant invaders: Emergent and emerging approaches. *Biological Conservation* 78, 107-121
- Mack R.N. (2000) Cultivation Fosters Plant Naturalization by Reducing Environmental Stochasticity. *Biological Invasions* 2, 111-122
- Meguro M., Vinuela G.N. & Delitti W.B.C. (1979) Ciclagem de nutrientes minerais na mata mesófila secundária. I – Produção e decomposição do folheto. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 7, 11-31
- Mendonça, F. B. (2004) Árvores do Campus: levantamento florístico das angiospermas arbóreas da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira". Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Moody M.E. & Mack R.N. (1988) Controlling the spread of plant invasions the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology* 25, 1009-1021

- Murcia C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 58-62
- Novacek M.J. & Cleland E.E. (2001) The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98, 5466-5470
- PACSOA (2005) Palms. <http://www.pacsoa.org.au/palms/Archontophoenix/cunninghamiana.html>. Acesso em: 25-10-2005
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Williamson M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. & Goldwasser L. (1999) Impact: toward a framework for understanding the effects of invaders. *Biological Invasions* 1, 3-19
- Pauchard A., Cavieres L., Bustamante R., Becerra P. & Rapoport E. (2004) Increasing the understanding of plant invasions in southern South America: First Symposium on Alien Plant Invasions in Chile. *Biological Invasions* 6, 255-257
- Pimentel D. (2002) *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press, Nova Iorque.
- Pirani J.R. & Cortopassi-Laurino M. (1994) *Flores e abelhas em São Paulo*, 2ª ed. EDUSP, São Paulo.
- Rejmánek M. & Richardson D.M. (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77, 1655-1661
- Rejmánek M., Richardson D.M. & Pyšek P. (2004) *Vegetation ecology*. Blackwell Publishers, Oxford.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions* 6, 93-107
- Ries L. & Risk T.D. (2004) A predictive model of edge effects. *Ecology* 85, 2917-2926
- Rogers H.M. & Hartemink A.E. (2000) Soil seed bank and growth rates of an invasive species, *Piper aduncum*, in the lowlands of Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology* 16, 243-251
- Rossi, L. (1987) Flora arbórea-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Rossi L. (1994) A flora arbórea-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9, 1-105

- Saunders D.A. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5, 18-32
- Seghier J. & Simier M. (2002) Variations in phenology of a residual invasive shrub species in Sahelian fallow savannas, south-west Niger. *Journal of Tropical Ecology* 18, 897-912
- Sheil D. (2001) Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities, and distractions. *Conservation Biology* 15, 1179-1182
- SPSS Inc. (1997) SPSS. Versão 8.0.
- Starr F., Starr K. & Loope L. (2003) *Archontophoenix alexandrae*. In: Hawaiian Ecosystems at Risk project/HEAR (2005) Plants of Hawai'i. http://www.hear.org/starr/hiplants/reports/html/archontophoenix_alexandrae.htm. Acesso em 20-12-05.
- StatSoft I. (2001) STATISTICA (data analysis software system). Versão 6.
- Teixeira, C. V. (1998) Florística e estrutura da borda de um fragmento florestal em São Paulo (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Timmins S.M. & Braithwaite H. (2002) Early detection of invasive weeds on islands. In: *Turning the tide: the eradication of invasive species*. (ed. Veitch C.H. & Clout M.N.), pp. 311-318. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland e Cambridge.
- Turner I.M. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *The Journal of Applied Ecology* 33, 200-209
- Universidade de São Paulo (2005) Prefeitura do Campus da USP. www.usp.br/pco. Acesso em 5-5-2005
- USDA, ARS, and National Genetic Resources Program (2005) Germplasm Resources Information Network - (GRIN). <http://www.ars-grin.gov2/cgi-bin/npgs/html/stdlit.pl?Austrobaileya>. Acesso em 24-10-2005
- Varanda, E. M. (1997) Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Vilá M. & D'Antonio C.M. (1998) Fruit Choice and Seed Dispersal of Invasive vs. Noninvasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in Coastal California. *Ecology* 79, 1053-1060
- Wang B.C. & Smith T.B. (2002) Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 379-385

- Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow D., Phillips A. & Losos E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48, 607-615
- Williamson M.H. & Fitter A. (1996) The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78, 163-170
- Zalba S.M., Sonaglioni M.I., Compagnoni C.A. & Belenguer C.J. (2000) Using a habitat model to assess the risk of invasion by an exotic plant. *Biological Conservation* 93, 203-208
- Zar J.H. (1984) *Biostatistical analysis*, 2a. ed. Prentice-Hall, Inc., Nova Jersey.