

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

Trabalho de Conclusão de Curso

**Invasão de *Pinus taeda* L. e seus efeitos na comunidade vegetal em campos
psamófilos no litoral sul do Brasil**

Felícia Miranda Fischer

Orientador: Prof. Dr. Valério De Patta Pillar

**Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas a ser enviada em forma de
artigo para o periódico: *Revista Brasileira de Biociências***

Porto Alegre, Julho de 2010

Invasão de *Pinus taeda* L. em vegetação psamófila no litoral sul do Brasil

Felícia Miranda Fischer^{1*}, Juliano Morales de Oliveira² e Valério DePatta Pillar¹

Invasão de *Pinus taeda* L. em vegetação psamófila no litoral sul do Brasil

*Autor para contato: feliciafischer@yahoo.com.br

RESUMO

Invasão de *Pinus* spp. constitui uma importante ameaça em ambientes abertos. Neste trabalho, estudamos padrões espaciais e temporais da invasão de *Pinus taeda* na vegetação psamófila do Parque Estadual de Itapeva, um dos últimos remanescentes de ecossistemas costeiros no sul do Brasil, e relacionamos a invasão com a estrutura e composição da vegetação. Amostramos indivíduos de *P. taeda* em 121 unidades amostrais de 25 m de raio, medimos diâmetro de copa e altura, e observamos a presença de estróbilos em cada indivíduo. Estimamos a cobertura de vegetação herbácea e arbustiva em parcelas de 10 x 10 m com indivíduos de *P. taeda* e em parcelas controle próximas. Sorteamos 83 indivíduos para determinação da idade pela contagem de anéis de crescimento; em 15 destes, avaliamos a composição florística em parcelas de 1 m² sob a copa e numa parcela controle adjacente. Encontramos 18,6% de indivíduos reprodutivos. A população apresenta poucos indivíduos antigos e muitos indivíduos jovens, indicando um aumento atual no recrutamento e/ou uma

¹ Laboratório de Ecologia Quantitativa, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Agronomia, 91540-000 - Porto Alegre, RS - Brasil - Caixa-Postal: 15007.

² Laboratório de Ecologia Vegetal, Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Av. Unisinos, 950, 93022-000 – São Leopoldo, RS - Brasil.

Instituição Financiadora: CNPq

alta taxa de mortalidade anterior. Posição no relevo e cobertura da vegetação não apresentaram diferenças significativas entre áreas com *P. taeda* e controles, mostrando que não há influência desses fatores no estabelecimento ou que condições que definem a variação na vegetação não são as mesmas que definem o estabelecimento. Houve diferença na composição florística de espécies não graminóides entre parcelas sob as copas de *P. taeda* e áreas controles. Esta diferença aumentou conforme a idade do indivíduo e a quantidade de acículas, indicando que essa espécie altera as condições bióticas na escala de organismo.

Invasion of *Pinus taeda* L. in the psammophilous coastal vegetation of southern Brazil

ABSTRACT

Pinus invasion is a threat in open vegetation formations. In this paper, we study spatial and temporal patterns of the invasion of *Pinus taeda* in the psammophilous vegetation of Itapeva State Park, one of the last remnants of coastal ecosystems in southern Brazil, and correlate the invasion with vegetation structure and composition. We sampled individuals of *P. taeda* in 121 plots of 25 m radius, measured canopy diameter and height, and observed the presence of cones in each individual. We estimated the cover of herb and shrub in 10 x 10 plots with individuals of *P. taeda* and in nearby control plots without the invader. 83 individuals were randomly selected to determine age by growth rings counting, and in 15 of these, we evaluated the floristic composition in a 1-m² plot under the individual and in an adjacent control plot. We found 18.6% of reproductive individuals. The population had few old and many young individuals, indicating an increase in the current recruitment and/or an early high mortality rate. Relief position and vegetation cover showed no significant differences between areas with *P. taeda* and control areas, suggesting that there is no influence of these factors on the establishment of *P. taeda* or that the conditions that define the variation in

vegetation are not the same ones that define the establishment. Differences in floristic composition of non-graminoid species between plots under the canopies of *P. taeda* and control plots were observed. The differences increase with the individual's age and the amount of needles, indicating that *P. taeda* changes the biotic conditions at the individual scale.

Palavras-chave: Invasão biológica, dunas costeiras, estrutura etária, anéis de crescimento.

Key-words: Biologic invasion, coastal dunes, age structure, growth rings.

INTRODUÇÃO

Invasão biológica é a introdução, estabelecimento e dispersão de espécies em um ambiente fora da sua área de ocorrência original (Richardson & Pysec, 2006). Este fenômeno é um dos maiores riscos à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats por uso inapropriado dos recursos e poluição. O uso inapropriado dos recursos e a poluição podem ser corrigidos e, geralmente quando cessado o impacto no ambiente, este é capaz de se regenerar. Os organismos invasores são persistentes e ainda se espalham no habitat aumentando sua área de influência (Richardson & Pysec, 2006). A invasão biológica, em um nível global, leva à homogeneização na biodiversidade. Em um nível regional a diversidade pode aumentar; esse tem sido um dos argumentos de autores como Sagoff (2005) que afirma que efeitos causados pela invasão biológica não devem ser tratados como uma ameaça ao meio ambiente. Porém, espécies invasoras podem causar drásticas mudanças em processos da comunidade – *e.g.* predação, herbivoria, parasitismo, doenças, competição e hibridização – e do ecossistema – *e.g.* alteração na ciclagem de nutrientes, de regimes hidrológico e de fogo, na estrutura do habitat e na dinâmica de sucessão – reduzindo populações nativas e podendo levá-las à extinção (Simberloff 2005, D’Antonio & Vitousek, 1992, Proches *et al.* 2008, Wolfe 2005).

Espécies do gênero *Pinus* se destacam como invasoras por todo o mundo (Richardson & Bond 1991, Peña *et al.* 2008, Bustamante & Simonetti 2005, Zalba *et al.* 2008) por possuírem um período juvenil curto, produzirem sementes aladas, pequenas e em grande quantidade (Rejmánek 1996, Cronk & Fuller 2001). *Pinus* spp. são amplamente utilizadas em plantações comerciais de larga escala devido ao seu rápido crescimento e propriedades da madeira. A invasão de *Pinus* é mais prevalente em ambientes de baixa biomassa e em comunidades onde não há um estrato regenerante, portanto não há competição para espécies arbóreas. Por isso, a

suscetibilidade é maior em ecossistemas de dunas, seguidas por campos naturais e vegetação arbustiva (Richardson & Higgins 1998). A incidência de distúrbios no hábitat influencia a invasão, principalmente por abrir espaço para colonizadores (Richardson & Bond 1991, Higgins & Richardson 1998).

Sabe-se que a invasão por espécies de *Pinus* pode influenciar os processos do ecossistema sendo um fator que aumenta o sombreamento e a quantidade de serapilheira (Craine & Orians 2003). A invasão de *Pinus* também pode diminuir a umidade e o pH do solo, inibir a cadeia de nitrificação e aumentar a cadeia de amonificação (Craine & Orians 2003). A liberação de aleloquímicos, por lixiviados da folha ou exudatos radiculares, pode inibir o desenvolvimento de plantas sob a copa (Fernandez *et al.* 2006).

Ambientes litorâneos do sul do Brasil sofrem grande impacto antrópico, principalmente, pelas atividades agrícolas, empreendimentos imobiliários e turísticos. Além disso, espécies de *Pinus*, principalmente *Pinus taeda*, têm sido usadas na fixação de dunas e como quebra vento. A plantação de talhões de *Pinus* spp. em dunas provoca mudanças na dinâmica eólica de transporte e acumulação de areia, gerando profundas alterações como desaparecimento de banhados e descaracterização do sistema de dunas (Sanchis 2005). Além disso, os talhões de *Pinus* spp. são eficientes fontes de propágulos, sendo constatadas altas taxas de recrutamento em suas bordas por Bourscheid & Reis (2010). No sul do Brasil são escassas as publicações sobre este tema. Neste sentido, o conhecimento da distribuição espacial e etária das espécies de plantas invasoras, bem como dos fatores ambientais relacionados a essa distribuição permite a compreensão do processo de invasão e dos seus efeitos nas comunidades vegetais.

Neste trabalho estudamos o processo de invasão de *Pinus taeda* em um ambiente de vegetação psamófila. Para isso, mapeamos e determinamos a idade de indivíduos da espécie invasora, relacionamos sua distribuição com características do ambiente, e avaliamos os

efeitos da invasão na composição de espécies nas comunidades vegetais bem como na sua variação no espaço e no tempo.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual de Itapeva, localizado no município de Torres, na região costeira, próximo ao limite entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. As coordenadas geográficas são 29 20'S e 44 45'W (Dobrovolski, 2006). O parque tem uma área de 1000 ha, abrangendo dunas móveis, dunas fixas, florestas de restinga, florestas paludosas, campos alagados, campos secos, vassourais, turfeiras, banhados e arroios (SEMA 2006). Esta unidade de conservação foi selecionada para o estudo por ser uma das poucas que protege a diversidade de formações típicas de restinga do sul do Brasil. É constatada a ocorrência frequente de *Pinus taeda* no seu interior (SEMA 2006) e em residências no entorno do parque.

A área estudada foi a faixa de campo psamófilo em baixadas úmidas, formadas por depósitos arenosos de origem holocênica, paralelos à linha da costa. Localizada entre as dunas frontais e as dunas interiores móveis, ambas sem cobertura vegetal (Dobrovolski, 2006), portanto, excluídas da amostragem. A área apresenta-se com dunas monticulares, fracamente onduladas, cobertas por vegetação herbácea e arbustiva de densidade e espécies variadas. O lençol freático aflora em numerosas depressões úmidas e poças temporárias (SEMA 2006). Os montículos de depósitos arenosos desta faixa são importantes fontes de alimentação das dunas interiores móveis (SEMA 2006).

Mapeamento da invasão de Pinus taeda na vegetação psamófila

Com auxílio do mapa obtido de Dobrovolski (2006) e do programa Google Earth, foi traçada uma grade de 100 x 100 m em toda a área de baixadas úmidas do parque, exceto onde foi constatada ocupação humana. Os pontos de amostragem foram localizados em cada vértice, totalizando 121 pontos (Fig. 1). Em um raio de 25 m ao redor de cada ponto foram identificados e demarcados todos os indivíduos de *P. taeda* presentes.

De cada indivíduo de *P. taeda* foram obtidas medidas de altura e diâmetro da copa. Também foi verificada a presença de estróbilos durante os meses de janeiro a março de 2010. Foram sorteados 83 indivíduos para a retirada de secções transversais do tronco. Aqueles de menor diâmetro foram cortados na altura do solo com serrote enquanto que os demais foram amostrados com trado de incremento. Em laboratório as secções transversais foram secadas em estufa a 50°C por 72 horas. As amostras retiradas com trado de incremento foram fixadas em suporte de madeira e secaram a temperatura ambiente. Ambos os tipos de amostras foram polidas com lixas de granulação gradualmente decrescente (de 34 a 300) para evidenciar a estrutura anatômica dos anéis de crescimento. Os anéis foram contados, em ambos os tipos de amostras, com auxílio de um estereomicroscópio. Consideramos cada anel de crescimento como um ano de idade, e assim determinamos o ano de estabelecimento do indivíduo.

Efeito do ambiente no estabelecimento de Pinus taeda

Em cada ponto da grade de amostragem, descrevemos visualmente o ambiente quanto ao micro relevo, que foi classificado como: topo, baixada e encosta. Usando análise de variância com teste de aleatorização (Pillar & Orlóci 1996) avaliamos se pontos nas diferentes posições no relevo diferiam quanto à presença de *P. taeda*.

A seguir, consideramos apenas aqueles pontos de amostragem da grade com a presença de pinus no seu entorno. Em cada um desses pontos demarcamos uma parcela de 10 x 10 m centrada em cada um dos indivíduos de *P. taeda* e outra parcela com esse mesmo tamanho sem a presença de *P. taeda*. Em cada uma dessas parcelas avaliamos a porcentagem de cobertura do solo por arbustos (lenhosas a cima de 1 m de altura), estimada visualmente na parcela dividida em quadrantes (Fig. 2). Dentro de cada quadrante marcamos ao acaso uma parcela de 1 x 1 m para estimar visualmente a porcentagem de cobertura do solo por herbáceas. Para avaliar a influência da densidade da vegetação (facilitação, competição) no estabelecimento de *P. taeda*, comparamos as parcelas com e sem *P. taeda* de cada ponto. Usamos a média da cobertura de espécies arbustivas e herbáceas na parcela sem *P.taeda* e as médias correspondentes no conjunto de parcelas centradas nos indivíduos de *P.taeda*. Aplicamos então uma análise de variância pareada, com teste de permutação (Pillar & Orlóci 1996), restringindo as permutações dentro de cada par (parcela sem *P.taeda* e parcelas centradas nos indivíduos).

Influência de Pinus taeda na comunidade vegetal:

No mesmo desenho amostral usado para avaliar a cobertura de vegetação herbácea, foi avaliada a cobertura do solo por acículas de *P. taeda*, em 15 indivíduos presentes nas unidades amostrais. Com a finalidade de termos todas as classes de idades representadas, sorteamos cinco indivíduos para cada intervalo de altura (0-1 m, 1-2 m, 3 m ou mais).

Para avaliarmos a composição de espécies nas comunidades, sob a copa dos mesmos indivíduos em que foi avaliada a cobertura de acículas, foi marcada outra parcela de 1 x 1 m, na qual foi coletado um individuo de cada espécie de hábito não graminóide (Poaceae e Cyperaceae) ali presente. Para comparação com esta, de forma pareada, outra parcela foi

marcada ao acaso, a 2 m de distância da copa do indivíduo de *P.taeda*, e amostrada da mesma forma. As coletas foram identificadas com auxílio de professores e alunos do Departamento de Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Aplicamos então uma análise de variância pareada, com teste de permutação (Pillar & Orlóci 1996), restringindo as permutações dentro de cada par (com *P. taeda* e controle). Além disso utilizamos uma ordenação dos dados de composição de espécies usando análise de coordenadas principais (Legendre & Legendre 1998).

Para avaliar a diferença na composição de espécies entre parcelas, sob *P. taeda* e aquelas adjacentes às suas copas, calculamos distâncias euclidianas para cada par (Legendre & Legendre 1998). Para avaliar como a essa diferença na composição variou conforme a idade do indivíduo, cobertura do solo por acículas e diâmetro da copa, utilizamos análise de regressão linear com teste de aleatorização (Manly 1991). Avaliamos três modelos de regressão usando como variável resposta a distância euclidiana na composição de espécies e como variáveis preditoras (1) a idade do indivíduo de *P. taeda*, (2) a idade e a cobertura de acículas residual, ou seja, a variação da cobertura do solo por acículas que não é explicada pela idade do indivíduo, e (3) idade, cobertura de acículas residual e o diâmetro de copa residual (variação no diâmetro não relacionada à idade e cobertura de acículas).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mapeamento da invasão de Pinus taeda na vegetação psamófila

O mapeamento da invasão de *P. taeda* no parque de Itapeva pode ser visualizado na Figura 3. Dos 121 pontos amostrados, em 31 deles foi constatada a presença de um total de 123 indivíduos, destes, 23 (18,6%) já estavam em estágio reprodutivo. A densidade média na área amostrada foi de 5,2 indivíduos de *P. taeda* por hectare. A população de *P. taeda* na vegetação psamófila no parque de Itapeva apresenta uma distribuição etária com poucos indivíduos antigos, com ano de estabelecimento anterior a 1997 e uma grande quantidade de indivíduos jovens (Fig. 4). Este padrão de estrutura etária pode indicar que há uma alta taxa de recrutamento de *P. taeda* no período atual na área de estudo, resultante da maturação sexual de indivíduos na população, somados às fontes originais da invasão. Segundo Baker & Langdon (1990), quanto mais antigo o indivíduo de *P. taeda*, mais ele produz sementes, e produz todos os anos e, em intervalos de três a seis anos, há uma produção em massa de sementes.

De acordo com Bourscheid & Reis (2010) a taxa de mortalidade de plântulas em um ambiente semelhante ao desse estudo é muito alta principalmente no verão, onde pode chegar a 35%. Portanto a distribuição etária apresentada pela população pode, além disso, significar uma alta taxa de mortalidade nos indivíduos mais jovens, provavelmente por condições adversas de umidade do solo, sendo a seca a maior causa de mortalidade de mudas em plantações (Baker & Longdon 1990).

A idade mínima que encontramos para indivíduos reprodutivos de *P. taeda* foi de quatro anos, porém esta espécie não costuma florescer muito jovem, e o florescimento pode ser influenciado pela umidade e estresse de nutrientes. Este dado é muito importante para o

manejo da espécie em áreas naturais, pois a favor do vento, sementes de *P. taeda* podem chegar a uma distância de até 90 m (Baker & Longdon 1990).

Nos pontos de amostragem encontramos cinco agrupamentos de indivíduos de *P. taeda* (indivíduos com as copas se tocando). Estes com dois até 40 indivíduos, o que pode indicar um efeito de nucleação/facilitação pelos indivíduos já estabelecidos. Agrupamentos apresentam uma maior ameaça ao ambiente, pois concentram fontes de propágulos, podendo apresentar uma alta taxa de recrutamento em suas bordas (Bourscheid & Reis 2010). Densos agrupamentos de *Pinus* concentram grande quantidade de acículas e parecem ser incompatíveis com a maior parte das espécies herbáceas em ambiente natural semelhante ao do nosso estudo (Craine 2004).

Efeito do ambiente no estabelecimento de Pinus taeda

Pelas características da área de estudo, a maior parte dos pontos amostrados, com ou sem invasão, ocorreram no microrrelevo tipo baixada, com poucos pontos em encostas e topos. Não encontramos nenhum ponto com invasão de *Pinus* em posição de topo. Porém não houve uma diferença significativa entre as posições no relevo quanto à presença de *P. taeda*, o que pode ser resultante do pequeno número de pontos amostrados em encostas e topos, ou que o estabelecimento de *P. taeda* é indiferente às posições no terreno avaliados nesta escala. O ideal, então, seria avaliar além da posição no terreno, a umidade do solo e a profundidade do lençol freático, pois *P. taeda* ocorre naturalmente em locais com solo de pouca drenagem, sendo a umidade um fator crítico para a germinação e o estabelecimento (Baker & Langdon 1990).

Não encontramos diferença significativa na cobertura de vegetação arbustiva e herbácea entre pontos com e sem *P. taeda*. O resultado pode significar que não há uma influência da

vegetação nativa no estabelecimento e no desenvolvimento de *P. taeda*, ou que os recursos e condições que definem a densidade da vegetação (tanto arbustiva quanto herbácea) não são os mesmos determinantes da invasão de *P. taeda* (veja Craine & Orians 2004). Este resultado contraria os resultados encontrados por Boulant *et al.* (2009), onde a cobertura de arbustos reduziu a disseminação de *Pinus* sp. em campos. As taxas de fotossíntese de *P. taeda* estão relacionadas à umidade do solo e à luz, e o crescimento é inibido por sombreamento no interior de florestas (Baker & Langdon 1990). A densidade da cobertura de vegetação psamófila arbustiva no Parque Estadual de Itapeva não parece ser suficiente para inibir a invasão de *P. taeda*, corroborando a informação de Richardson & Higgins (1998) que afirmam que o ambiente de dunas é um dos mais suscetíveis à invasão, perdendo apenas para ambientes de solo descoberto.

Influência de Pinus taeda na comunidade vegetal

Foi encontrado no levantamento um total de 47 espécies não graminóides (Tab. 1). Encontramos uma diferença significativa na composição de espécies não graminóides entre parcelas sob *P. taeda* e parcelas controle ($P = 0,005$). A frequência das espécies mais abundantes é mostrada na Figura 5. As espécies freqüentes em parcelas sob *P. taeda* e ao mesmo tempo pouco freqüentes nas parcelas controle são: *Myrsine parvifolia*, *Smilax campestris* e *Rumohra adiantiformis*. As espécies mais freqüentes em parcelas controle e menos freqüentes sob indivíduos de *P. taeda* são: *Dodonaea viscosa*, *Acmella decumbens*, *Pterocaulon angustifolium* e *Tibouchina urvilleana*.

A ordenação dos dados de composição de espécies usando análise de coordenadas principais (Fig. 6) separou parcelas sob indivíduos de *P. taeda* e parcelas controle; e essa distinção ficou ainda mais evidente conforme aumentou a idade do indivíduo. Percebemos

que as espécies mais abundantes nas parcelas controle estão em geral negativamente correlacionadas com o eixo 1, enquanto que aquelas mais abundantes sob a copa de *P. taeda* estão positivamente correlacionadas com o mesmo eixo. Isso mostra que este eixo de ordenação expressa variação na composição explicada pela presença de *P. taeda*. As espécies mais correlacionadas positivamente com o eixo 1 de ordenação foram *Smilax campestris* ($r=0,62$), *Myrsine parvifolia* (0,60), *Rumohra adiantiformis* (0,55) e *Sapium glandulosum* (0,50). As espécies mais negativamente relacionadas com o mesmo eixo foram: *Pterocaulon angustifolium* (-0,68), *Baccharis radicans* (-0,5) e *Tibouchina urbanii* (-0,49).

Ao longo do segundo eixo de ordenação, as espécies mais correlacionadas positivamente foram: *Desmodium barbatum* (0,66), *Tibouchina urvilleana* (0,65), *Epidendrum fulgens* (0,62), *Baccharis spicata* (0,60), *Gamochoaeta americana* (0,60), *Macroptilium prostratum* (0,60) e *Dodonaea viscosa* (0,60), que foram características de parcelas não invadidas por *P. taeda*. As espécies mais negativamente correlacionadas com o mesmo eixo foram: *Centella asiática* (-0,44), *Rumohra adiantiformis* (-0,40), *Myrsine parvifolia* (-0,39) e *Smilax campestris* (-0,36), que foram características de parcelas invadidas por *P. taeda*. Não observamos relação entre esse padrão de variação e a posição no relevo. Porém, sabe-se que *Centella asiática* é uma espécie característica de ambientes úmidos (Focht & Pillar 2003), o que sugere que esse padrão de variação pode estar associado em parte ao fator umidade do solo.

Os modelos de regressão (Fig. 7) indicaram que a diferença na composição de espécies entre parcelas controle e parcelas sob *P. taeda* aumentou com a idade dos indivíduos (Fig. 7a) e com a quantidade de acículas (Fig. 7b), mas não foi influenciada pelo diâmetro de copa (considerando sua variação não correlacionada aos fatores anteriores). Portanto o segundo modelo foi o mais explicativo, responsável por cerca de 30% da diferença de composição

entre *Pinus* e áreas controle. A função do modelo foi :Distância na composição = $1,8 + 0,07 \times$ idade + $0,01 \times$ acículas residual. $R^2 = 0,32$ $P = 0,108$.

Espécies de *Pinus* geram drásticas mudanças nos fatores bióticos e abióticos, principalmente na composição e umidade do solo, incidência solar e quantidade de serapilheira (Craine & Orians 2004). Neste estudo comprovamos que há uma perceptível modificação na composição florística sob a área de influência direta de indivíduos de *P. taeda*. Os resultados sugerem que estes organismos geram um microambiente protegido de sol e vento em demasia, além de possivelmente proporcionar poleiros para aves dispersoras (Duarte et al. 2006), propiciando assim o estabelecimento de espécies arbóreas (como *Myrsine parvifolia* e *Sapium glandulosum*) e/ou tolerantes à sombra (como *Rumohra adiantiformis*) e que necessitem uma vegetação lenhosa mais desenvolvida (como a trepadeira *Smilax campestris*). A presença de *Pinus taeda* também parece inibir o crescimento de espécies campestres dependentes de alta incidência de luz solar, como *Tibouchina urbanii* e as espécies de asteráceas *Pterocaulon angustifolium* e *Baccharis radicans*.

Segundo o modelo de regressão, idade e quantidade de acículas são fatores que explicam a diferença de composição de espécies entre parcelas localizadas sob as copas de *P. taeda* e parcelas controle. A relação com a idade indica que quanto mais antigo o indivíduo de *P. taeda* maior é o tempo que este está influenciando a comunidade em que se insere, ou seja, um fator de alteração cumulativo. Acículas de *Pinus* spp. são de difícil degradação, causando a formação de uma camada de até 20 cm de serapilheira, que modifica o solo das dunas, retendo nutrientes e umidade do solo (Sturges & Atkinson 1993). Craine & Orians (2004) encontraram que a quantidade de serapilheira composta por acículas de *Pinus* sp. foi responsável por 37,88% da variação na riqueza de espécies

em ambientes inundáveis de dunas lacustres enquanto que o sombreamento representa apenas 8,99% da variação.

No mesmo estudo, Craine & Orians (2004) indicaram uma impossibilidade de afirmar que as diferenças na composição se devem pela presença de *P. taeda* ou se a diferença está relacionada com condições preexistentes que poderiam afetar a ambos. No presente estudo, os resultados mostram que, pelo menos em densidade, a vegetação não varia conforme a presença de *P. taeda* (em uma parcela maior do que a copa). Enquanto que sob a copa a composição florística varia. Corroborando este resultado, comprovamos que o tempo de estabelecimento e a quantidade de acículas na serapilheira são fatores relacionados à alteração na composição florística, uma forte evidência de que é o indivíduo de *P. taeda* que causa as mudanças na composição florística na área de vegetação psamófila.

CONCLUSÕES

A vegetação nativa não demonstrou resistência ao estabelecimento de indivíduos de *P. taeda* e estes causam impactos e alteram a vegetação nativa, facilitando o desenvolvimento de algumas espécies e comprimindo as demais em uma área cada vez menor. Atualmente o parque tem uma densidade relativamente baixa de indivíduos de *P. taeda* na área de campo psamófilo. Mas a quantidade de indivíduos reprodutivos tende a aumentar – sendo que a espécie alcança a maturidade sexual cedo na área de estudo – e se o panorama da estrutura etária estiver relacionado com um aumento na invasão, em pouco tempo o parque poderá perder ainda mais área de vegetação psamófila. Este processo pode até extinguir localmente algumas espécies, se estas estiverem confinadas às áreas invadidas por *P. taeda*.

REFERÊNCIAS

- BAKER, J. B. & LANGDON, O. G. 1990. *Pinus taeda* L. Loblolly Pine. In: BURNS, R. M. HONKALA, B. H. (Ed) *Silvics of North America, Agriculture Handbook*. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service. v. 1, 654 p.
- BOURSCHEID, K & REIS, A. 2010. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. Em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. *Biotemas*, 23: 23-30.
- BOULANT, N., GARNIER, A., CURT, T. & LEPART, J. 2009. Disentangling the effects of land use, shrub cover and climate on the invasion speed of native and introduced pines in grasslands. *Diversity and Distributions*, 15: 1047-1059.
- BUSTAMANTE, R.O. & SIMIONETTI, J. A. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. *Biological Invasions*, 7: 243-249.
- CRAINE, S.I. ORIAN, M.O. 2004. Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. *Biological Conservation*, 116: 181-189.
- CRONK, Q. C. B. FULLER, J. 2001. *Plant Invaders: The threat to natural ecosystems. People and plants conservation manual*. London, UK. Earthscan publications Ltd, WWF-UK and International Institute for Environment and Development. 241p.
- D'ANTONIO, C.M.; VITOUSEK, P.M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 23: 63-87.

- DOBROVOLSKI, R. 2006. A paisagem do Parque Estadual de Itapeva, RS, e seu entorno: padrões, processos e fatores direcionadores. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2006.
- DUARTE, L. DA S. DOS SANTOS , M.M.G.; HARTZ, S.M. & PILLAR V.D. 2006. The role of nurse plants in Araucaria forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528
- FERNANDEZ, C. LELONG, B. VILA, B. MEVY, J.P. ROBLES, C. GREFF, S. DUPOUYET, S. BOUSQUET-MELOU, A. 2006. Potential allelopathic effect of *Pinus Halepensis* in the secondary Succession: an experimental approach. *Chemoecology*, 16(2): 97-105.
- FOCHT, T. & PILLAR, V. D. 2003. Spatial patterns and relations with site factors in a Campos grassland under grazing. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 423-436.
- HIGGINS, S. I. RICHARDSON, D.M. 1998. Pine Invasions in the southern hemisphere: modeling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology*, 135: 79-93.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical Ecology 2nd Ed. Elsevier, Amsterdam. 853 p.
- MANLY, B. F. J. (1991) Randomization and Monte Carlo methods in Biology. Chapman and Hall, London.
- PEÑA, E. HIDALGO, M. LANGDON, B. PAUCHARD, A. 2008. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud invasion in a Natural Reserve in South America. *Forest Ecology and Management*, 256: 1049-1054.

- PILLAR, V.D. & ORLÓCI, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science*, 7: 585-592.
- PROCHES, S., WILSON, J. R. U., RICHARDSON, D. M. & CHOWN, S. L. 2008. Herbivores, but not other insects are scarce on alien plants. *Austral Ecology*, 33: 691-700
- REJMÁNEK, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation*, 78: 171-181.
- RICHARDSON, D.M & PYSEC, P. 2006. Plant Invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409-431.
- RICHARDSON, D. M. & HIGGINS, S. I. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: RICHARDSON, D. M. (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, 450-473.
- RICHARDSON, D.M. & BOND, W. 1991. Determinants of plant distribution: Evidence from pine invasions. *The American Naturalist*, 137(5):639-668.
- SAGOFF, M. 2005. Do non-native species threaten the natural environment? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*. 18: 215-236.
- SANCHIS, M. A. Z. 2005. Instalação dos bosques de pinus e suas conseqüências nas dunas do Pontal de Tapes -RS. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2005.
- SCHÜLER DA SILVA, A. 2009. Dinâmica de colonização do *Araucaria angustifolia* em campos e sua influência na expansão florestal no sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

- SEMA, GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Departamento de Florestas e Áreas Protegidas. 2006. Projeto conservação da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Plano de Manejo do Parque Estadual de Itapeva. Porto Alegre. 261 p.
- SIMBERLOFF, D. 2005. Non native species do threaten the natural environment! *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 18: 595-607.
- STURGES, P. & ATKINSON, D. 1993. The clear-feeling of sand-dune plantations: Soil and vegetational Process in habitat restoration. *Biological Conservation*. 66Ç 171-183.
- WOLFE, B. E. KLIRONOMOS, J.N. 2005. Breaking new ground: Soil communities and exotic plant invasion. *BioScience*, 55: 477-487.
- ZALBA, S. M. CUEVAS, Y. A. BOÓ, R. M. 2008. Invasion of *Pinus halepensis* Mill. Following a wildfire in an Argentine grassland nature reserve. *Journal of Environmental Management*, 88: 539-546.

LEGENDAS DAS FIGURAS E TABELA

Figura 1: Localização da área de estudo na América do Sul. Em detalhe a área de campos npsamófilos nas dunas do Parque Estadual de Itapeva, com os pontos de amostragem marcados numa grade de 100 x 100 m.

Figura 2: Desenho amostral dos pontos com presença de *Pinus*. Os quadros maiores são para avaliação da cobertura do solo por vegetação arbustiva. Os quadros menores são para avaliação da cobertura da vegetação herbácea.

Figura 3: Mapeamento da invasão de *P. taeda* no Parque estadual de Itapeva. O tamanho dos círculos é proporcional à área de copa total de todos os indivíduos ao redor de cada ponto. Os pontos brancos mostram a quantidade de indivíduos reprodutivos em cada ponto.

Figura 4: Gráfico indicando a quantidade de indivíduos de *P. taeda* conforme o ano de estabelecimento dos 83 indivíduos em que foram contados os anéis de crescimento. Foram considerados reprodutivos os indivíduos que apresentavam estróbilos.

Figura 5: Espécies com pelo menos 20% de ocorrência em algum dos tratamentos (Pinus e Controle) as parcelas e porcentagem de parcelas que não apresentaram nenhuma espécie.

Figura 6: Ordenação por análise de coordenadas principais (PCoA) de parcelas avaliadas quanto à composição de espécies não graminóides, em vegetação psamófila, sob a copa de indivíduos de *Pinus taeda* e fora das copas (controle). Os eixos 1 e 2 explicam respectivamente 15% e 13% da variação total. O tamanho dos pontos representando as parcelas sob as copas de indivíduos de *Pinus taeda* são proporcionais à idade do indivíduo. Os indivíduos 13 e 18 não continham espécies nativas na parcela sob o seu dossel.

Figura 7: Modelo de regressão linear para explicar a variação na composição florística em parcelas com e sem *Pinus taeda*. a) Distância de composição em relação à idade do indivíduo. b) Distância de composição residual (retirando-se a parte que é explicada pela idade) pela cobertura do solo por acículas residual (retirando-se a parte que é explicada pela idade). Modelo considerando as duas variáveis preditoras: Distância na composição = $1,8 + 0,07 \times \text{idade} + 0,01 \times \text{acículas residual}$. $R^2 = 0,32$ $P = 0,108$.

Tabela 1: Espécies identificadas nas parcelas sob a copa de *P. taeda* e adjacentes às copas (controle) com a respectiva frequência relativa (porcentagem de parcelas com a presença da espécie).

Figura 1

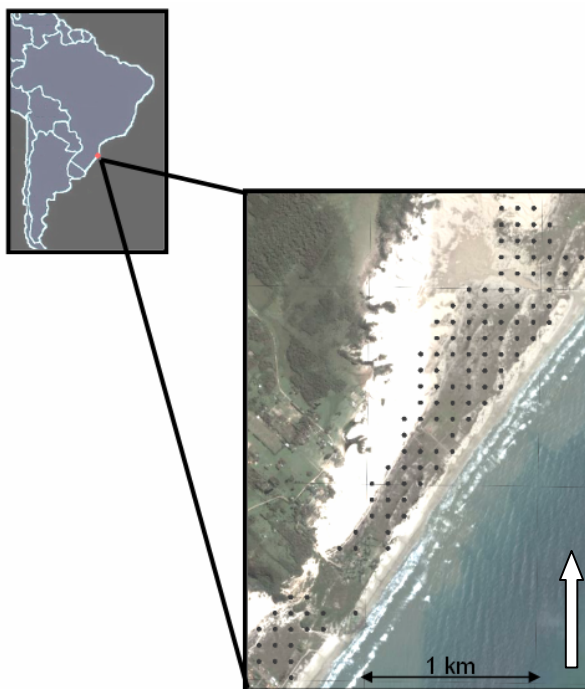


Figura 2

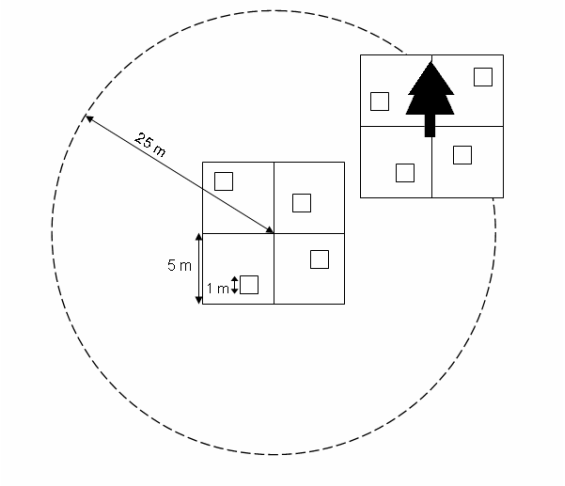


Figura 3



Figura 4

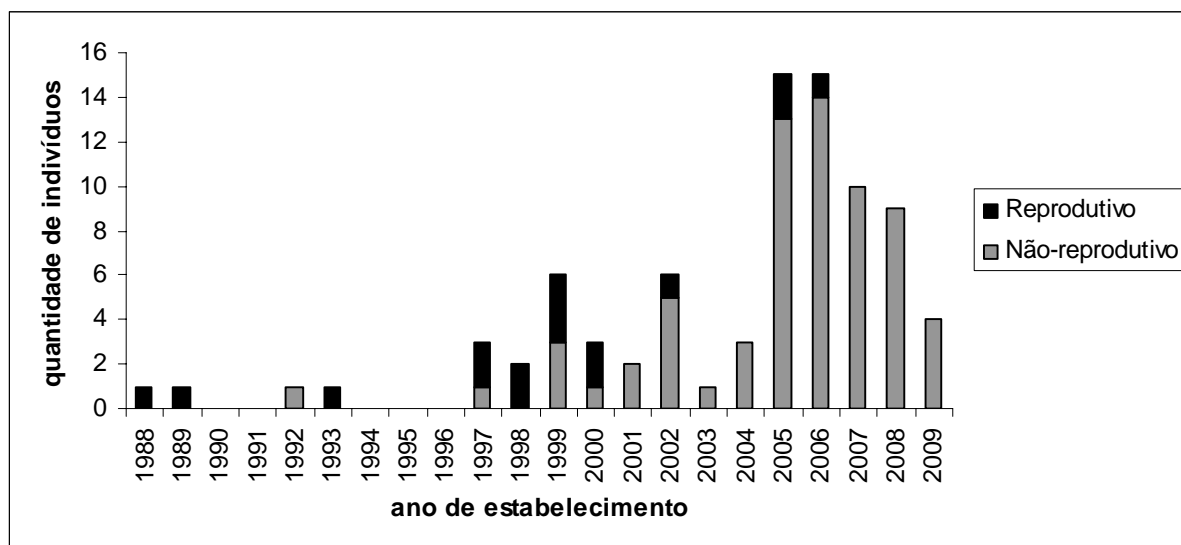


Figura 5

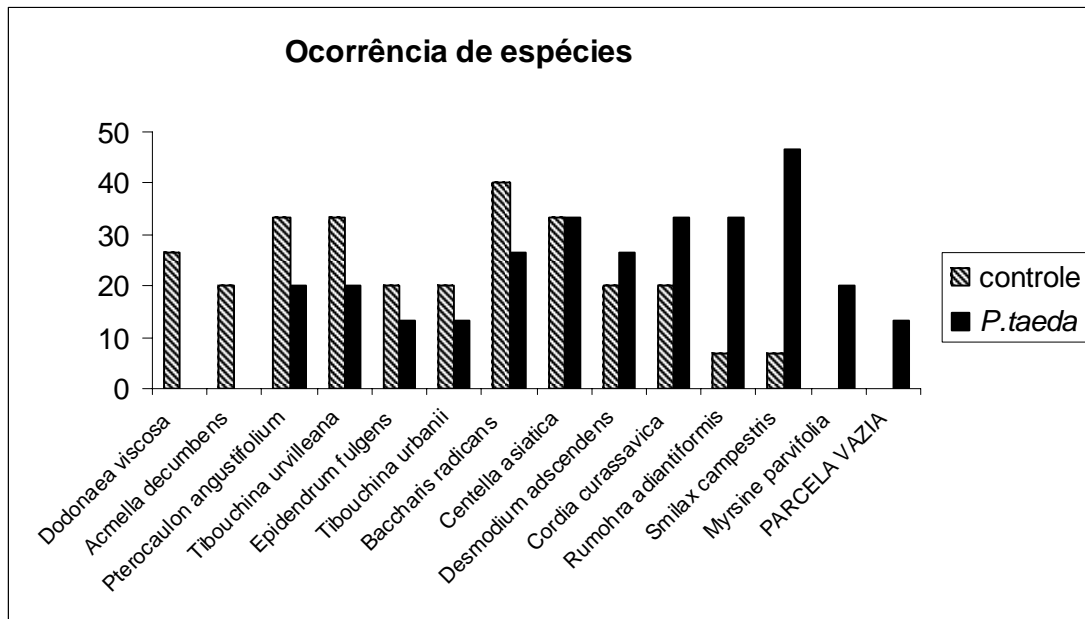


Figura 6

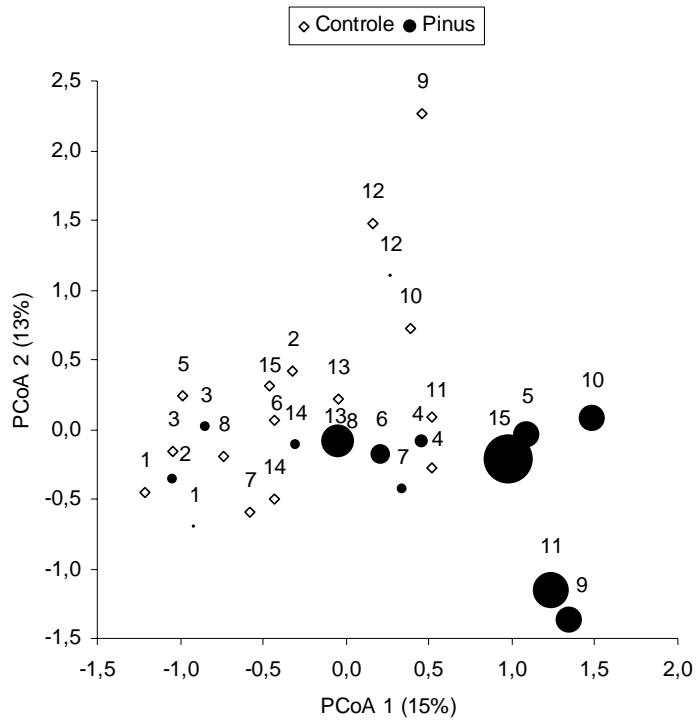


Figura 7

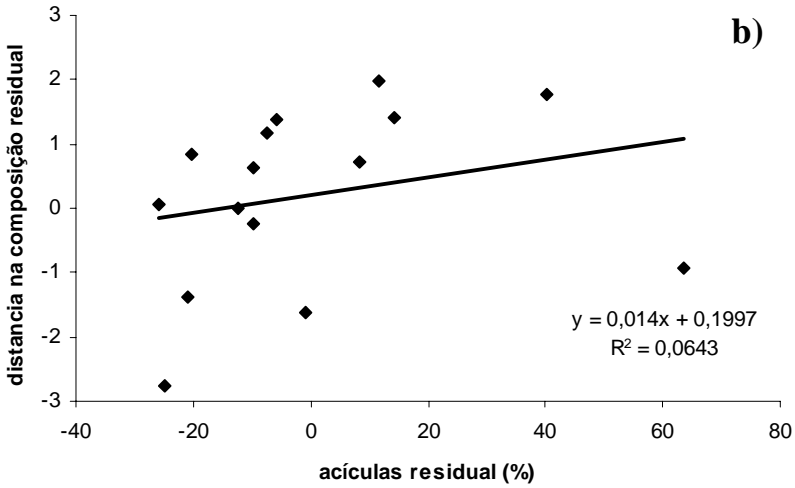
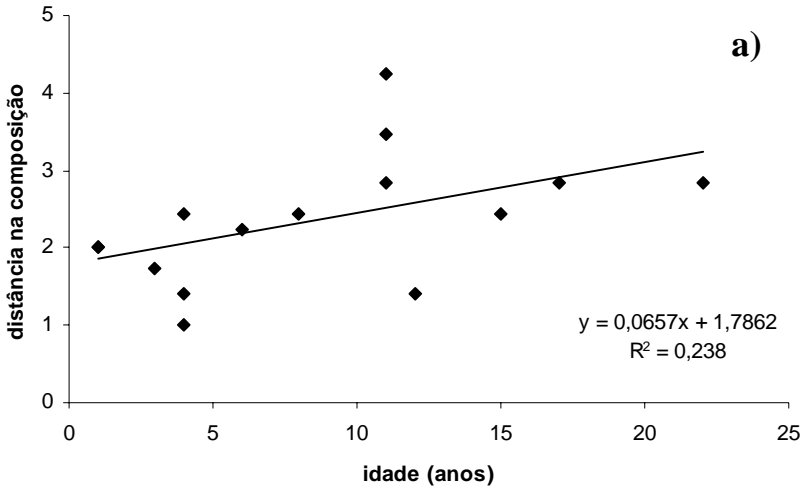


Tabela 1

Espécie	Controle	<i>P. taeda</i>
<i>Acacia longifolia</i>	-	6,67
<i>Achyrocline satureioides</i>	6,67	-
<i>Acmella decumbens</i>	20,00	-
<i>Baccharis pseudomyriocephala</i>	13,33	-
<i>Baccharis radicans</i>	40,00	26,67
<i>Baccharis retusa</i>	6,67	-
<i>Baccharis spicata</i>	6,67	-
<i>Baccharis trimera</i>	13,33	-
<i>Centella asiatica</i>	33,33	33,33
<i>Coccocypselum lanceolatum</i>	-	6,67
<i>Cordia curassavica</i>	20,00	33,33
<i>Daphnopsis racemosa</i>	-	6,67
<i>Desmodium adscendens</i>	20,00	26,67
<i>Desmodium barbatum</i>	13,33	13,33
<i>Dodonaea viscosa</i>	26,67	-
<i>Drosera brevifolia</i>	13,33	-
<i>Epidendrum fulgens</i>	20,00	13,33
<i>Erythroxylum argentinum</i>	-	6,67
<i>Forsteronia glabrescens</i>	6,67	-
<i>Gamochaeta americana</i>	6,67	-
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	6,67	-
<i>Lantana camara</i>	-	6,67
<i>Lycopodiella alopecuroides</i>	6,67	6,67
<i>Macroptilium prostratum</i>	6,67	-
<i>Myrcia palustris</i>	-	6,67
<i>Myrocarpus frondosus</i>	6,67	-
<i>Myrsine cf. guianensis</i>	-	6,67
<i>Myrsine lorentziana</i>	6,67	6,67
<i>Myrsine parvifolia</i>	-	20,00
Myrtaceae não identificada	-	6,67
<i>Paullinia trigonia</i>	-	13,33
<i>Peperomia caulibarbis</i>	-	13,33
<i>Pterocaulon angustifolium</i>	33,33	20,00
<i>Rumohra adiantiformis</i>	6,67	33,33
<i>Sapium glandulosum</i>	-	13,33
<i>Schinus terebinthifolius</i>	-	6,67
<i>Senecio crassiflorus</i>	-	6,67
<i>Smilax campestris</i>	6,67	46,67
<i>Stylosanthes leiocarpa</i>	6,67	-
<i>Symphiopappus casarettoi</i>	13,33	-
<i>Tetracera sellowiana</i>	-	6,67
<i>Tibouchina urbanii</i>	20,00	13,33
<i>Tibouchina urvilleana</i>	33,33	20,00
<i>Xyris sp</i>	13,33	6,67

