

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Disseminação e presença de *Pinus elliottii* Engelm. nas áreas
ripárias da Floresta Nacional de Capão Bonito - SP, Brasil**

Marli Ramos

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestra em Ciências, Programa:
Recursos Florestais. Com opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

Marli Ramos
Bióloga

Disseminação e presença de *Pinus elliottii* Engelm. nas áreas ripárias da Floresta Nacional de Capão Bonito – SP, Brasil

Orientadora:
Profa. Dra. **TERESA CRISTINA MAGRO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Com opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2015**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Ramos, Marli

Disseminação e presença de *Pinus elliottii* Engelm. nas áreas ripárias da Floresta Nacional de Capão Bonito - SP, Brasil / Marli Ramos. - - Piracicaba, 2015.
104 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Invasão 2. *Pinus elliottii* 3. Área ripária 4. Impacto 5. Manejo I. Título

CDD 634.9751
R175d

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico aos meus pais pela vida, amor e incansável incentivo aos estudos.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, prof^a. Dra. Teresa Cristina Magro, pela oportunidade, estímulo, orientação, paciência, amizade e sugestões que enriqueceram este trabalho.

Ao prof. Dr. Hilton Thadeu Zarate do Couto, pela inestimável colaboração, apoio e sugestões na elaboração do desenho amostral, bem como na realização da análise estatística. Aos demais professores que contribuíram para esta jornada.

À Dra. Sílvia Renate Ziller, pelo incentivo inicial e à Dra. Ofélia de Fátima Gil Wilmersdorf e Msc. Lúcia Elene Doriguello pelo apoio no início deste caminho.

À Universidade de São Paulo, especialmente ao programa de Pós-graduação em recursos florestais da ESALQ, Estações Experimentais de Anhembi e Itatinga e suas equipes, pela oportunidade de desenvolvimento e aperfeiçoamento de meus conhecimentos.

À equipe do Programa Temático de Silvicultura e Manejo - PTSM, pelas sugestões para a extração e procedimentos de preparo das amostras de solo.

Ao Tito Castro, pela ajuda fundamental na interpretação da análise estatística e à Josi, Lily, Ricardo e Carol pelas contribuições que aprimoraram este trabalho.

Ao apoio imprescindível do amigo e engenheiro florestal Alex Miranda Ferreira, pela valiosa contribuição na demarcação das parcelas, bem como na obtenção dos dados de campo e, também aos auxiliares de campo “Mineiro” e Fábio, pela descontração e auxílio nesta etapa.

Ao ICMBio pela autorização da pesquisa na Floresta Nacional de Capão Bonito e, pela licença de três meses para elaboração desta dissertação.

À Marcelo Afonso pelos mapas de localização da FLONA de Capão Bonito.

À Miriam Paron pelas sugestões e aos colegas de trabalho que compreenderam e apoiaram meu caminho rumo ao crescimento acadêmico, profissional e humano.

À minha família pelo amor, amizade, pelos conselhos e incentivo ao longo de toda essa trajetória.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente colaboraram para esta dissertação.

EPÍGRAFE

“É sabido que, se tomamos uma coisa como verdade e a isso nos apegamos, mesmo que a própria verdade apareça em pessoa e bata à nossa porta, nós não abriremos. Para que as coisas possam ser reveladas a nós, precisamos estar dispostos a abandonar nossos pontos de vista sobre elas.”

*Thich Nhât Hanh
Monge budista*

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 Conceitos e características das áreas ripárias.....	17
2.2 Funções e benefícios das áreas ripárias.....	18
2.3 Histórico de degradação da cobertura vegetal paulista.....	20
2.4 Invasões biológicas.....	22
2.4.1 Conceitos e terminologias	22
2.4.2 História	23
2.4.3 Características de ambientes e espécies relacionadas a invasões bióticas.....	24
2.4.4 Razões da invasão por <i>Pinus</i>	30
2.4.5 Impactos causados por invasões biológicas.....	34
2.4.6 Ameaças e impactos causados por <i>Pinus</i> e casos no Brasil e Globo ...	38
3 MATERIAL E MÉTODOS	47
3.1 Localização e caracterização da área de estudo	47
3.2 Hipóteses/pressuposições e instalação do desenho amostral.....	52
3.2.1 Hipóteses/pressuposições.....	52
3.2.2 Desenho amostral.....	53
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1 Densidade	61
4.2 Área basal	67
4.3 Cobertura de copa (dossel).....	69
4.4 Umidade do solo	71
4.5 Cobertura e altura da vegetação de solo	73
4.6 Correlações entre <i>Pinus</i> e as variáveis dentro dos níveis de distância estudados.....	74
4.7 Potencial hidrogeniônico (pH)	78
4.8 Políticas públicas e leis relacionadas.....	81
5 CONCLUSÕES.....	85
6 RECOMENDAÇÕES	87

REFERÊNCIAS 89

RESUMO

Disseminação e presença de *Pinus elliottii* Engelm. nas áreas ripárias da Floresta Nacional de Capão Bonito – SP, Brasil

O objetivo desta pesquisa foi avaliar atributos físicos e químicos de uma área ripária em relação à disseminação e presença de *Pinus elliottii* na Floresta Nacional de Capão Bonito, visando subsidiar o manejo desta espécie para a restauração dos ambientes ribeirinhos. Durante o período de outubro de 2014 a maio de 2015, a partir da plantação de *Pinus elliottii* (*Pinus*), foram realizados transectos a cada 50 m e, demarcadas e estabelecidas parcelas (10x10 m) até a distância de 100 m; para levantamento dos dados dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m, +20 a 40 m, +40 a 60 m, +60 a 80 m e +80 a 100 m; num total de 122 parcelas. As variáveis ambientais analisadas foram: densidade, área basal, umidade; cobertura de copa; cobertura de vegetação do solo até 2 m, além da altura da vegetação de solo até 2 m. Para avaliar o pH do solo, independentes da distância do talhão, delimitou-se 20 parcelas (10x10 m), 10 somente em vegetação nativa e 10 em *Pinus*. Os resultados demonstram que existe presença de *Pinus* (com cone e sem cone) em todos os níveis de distância (média = 335 ind.ha⁻¹). A densidade de *Pinus* com cone dificulta o estabelecimento de vegetação nativa e favorece o estabelecimento de plântulas e juvenis (*Pinus* sem cone). O incremento de plantas nativas diminui a abundância de *Pinus*, porém não impede seu estabelecimento, inclusive com o recrutamento de plântulas e juvenis. A área basal de *Pinus* (média = 17,79 m².ha⁻¹) é compatível com plantações florestais e, negativamente relacionada com a de vegetação nativa, com impacto por forte competição e influência sobre o crescimento e desenvolvimento das espécies nativas. A maior ocorrência de *Pinus* com cone foi em áreas com solo seco, com impacto sobre vegetação nativa de natural ocorrência neste atributo. Cobertura de copa de *Pinus* mostrou-se negativamente relacionada com a de vegetação nativa, indicando que os espaços dos estratos superiores ocupados por *Pinus* inibiram a ocupação deste nível estrutural por espécies nativas. Cobertura de copa de *Pinus* também se mostrou negativamente relacionada com cobertura de solo, indicando que espaços abertos não ocupados pela vegetação de solo facilitam a colonização por *Pinus*. Oposto ao esperado, o pH de solo sob *Pinus* foi maior que sob vegetação nativa e demonstrou diferença significativa. Porém, como propriedade isolada, não configura um bom indicador para caracterização da qualidade do solo sob *Pinus*. A partir dos resultados desta pesquisa conclui-se que os impactos ambientais causados pela invasão de *P. elliottii* nas áreas ripárias recomendam sua imediata erradicação para restauração e manejo contínuo posterior contra re-infestação.

Palavras-chave: Invasão; *Pinus elliottii*; Área ripária; Impacto; Manejo

ABSTRACT

Spread and presence of *Pinus elliottii* Engelm. on riparian areas of Capão Bonito National Forest - SP, Brazil

The objective of this research was to assess the physical and chemical properties of a riparian area regarding the dissemination and presence of *Pinus elliottii* in Capão Bonito National Forest in order to support the management of this species for the restoration of riparian environments. During the period from October 2014 to May 2015, transects were carried out every 50 m, from the *Pinus elliottii* (*Pinus*) plantation, demarcated plots set up (10x10 m) to a distance of 100 m; for data collection within several levels of distance: 0 to 20 m, 20 to 40 m, 40 to 60 m, 60 to 80 m and 80 to 100 m; in a total of 122 plots. The environmental variables analysed were: density, basal area, humidity, canopy cover, floor cover, and floor vegetation height. To evaluate soil pH, independent of plantation distance, were delimited 20 plots (10x10 m), 10 only in native vegetation and 10 in *Pinus*. The main results show that *Pinus* (with-cone and without-cone) is present in all distance levels (average = 335 ind.ha⁻¹). The with-cone *Pinus* density makes difficult the establishment of native vegetation and favours seedlings and juveniles (without-cone *Pinus* settlement). The increase of native plants decreases the abundance of *Pinus*, but does not avoid its establishment, including the recruitment of seedlings and juveniles. *Pinus* basal area (mean = 17,79 m².ha⁻¹) is compatible with forest plantations and negatively related to the native vegetation, impacting by strong competition and influence on the growth and development of native vegetation. The greater occurrence of with-cone *Pinus* was in areas with dry soil, with impact on native species naturally occurring in this attribute. *Pinus* canopy cover was negatively related to native vegetation canopy cover, indicating that the canopy spaces occupied by *Pinus* inhibited the occupation of this structural level for native species. *Pinus* canopy cover was also negatively related to floor covering, indicating that open spaces not occupied by floor vegetation facilitate colonization by *Pinus*. Opposite to expectation, the soil pH under *Pinus* was higher than native vegetation and demonstrated significant difference. However, as isolated property, it does not constitute a good indicator to characterize the quality of the soil under *Pinus*. From the results of this research it is concluded that the environmental impacts caused by the invasion of *P. elliottii* in riparian areas recommend its immediate eradication for restoration and subsequent ongoing management against re-infestation.

Keywords: Invasion; *Pinus elliottii*; Riparian area; Impact; Management

1 INTRODUÇÃO

Ações humanas relacionadas à agricultura, pecuária, edificações, silvicultura e indústria têm trazido intensa degradação ambiental. Áreas ripárias foram igualmente alteradas e danificadas estruturalmente em suas qualidades físicas, químicas e biológicas.

Zonas ripárias representam uma extensão relativamente pequena em relação a toda a paisagem. Entretanto, são consideradas extremamente importantes como geradoras de serviços ecossistêmicos essenciais como: estabilidade térmica e dos solos, mitigação de carreamento de sedimentos e nutrientes para os cursos d'água, corredores ecológicos para fauna e flora, qualidade e quantidade de água, regularização dos regimes hídricos e ciclagem de nutrientes (EDE; AINSWORTH; HUNT, 2010; LIMA; ZAKIA, 2009; SGROTT, 2003).

Entre todas as plantas invasoras, uma grande gama de espécies de *Pinus* está entre as que mais se espalham e invadem, tornando-se um dos problemas mais sérios relacionados à invasão biótica em ecossistemas nativos (ZILLER, 2000). A dispersão de *Pinus* spp. tem trazido perdas econômicas e ambientais, como: de recuperação da vegetação nativa, das relações evolutivas, da trajetória da sucessão, da diminuição da diversidade biológica, de nutrientes do solo, de homogeneização da biota e, de ameaça à saúde humana por transmissão de doenças (PIMENTEL, 2005; RICHARDSON, 2007; RICHARDSON; REJMÁNEK, 2004; VAN WILGEN et al., 2001).

Ainda como Parque Florestal Itanguá, é iniciado fomento e incentivo à produção madeireira, que resultou em extensas plantações de *Pinus elliottii* na FLONA de Capão Bonito (PM da FLONA, versão preliminar, 2015).

Este trabalho foi desenvolvido em consequência da visível degradação das áreas ripárias da Floresta Nacional de Capão Bonito pela dispersão, estabelecimento e invasão causados pela espécie exótica *Pinus elliottii*. O objetivo principal foi verificar a dispersão de *P. elliottii* dentro de diferentes níveis de distância e sua correlação com os atributos físicos e químicos: densidade, área basal, umidade, cobertura de copa, cobertura e altura da vegetação de solo, e ainda, pH; independente de níveis de distância, como subsídio à restauração ambiental.

A principal hipótese a ser investigada é que o estabelecimento de *P. elliottii* afeta a vegetação nativa e o solo nos diversos parâmetros estudados.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Conceitos e características das áreas ripárias

Neste trabalho, área ripária deve ser entendida como espaços cobertos ou não por vegetação nativa, e engloba uma grande variedade de ambientes, desde as faixas marginais de cursos d'água e áreas no entorno de nascentes e, inclui a vegetação ribeirinha e paludosa; dentro de uma combinação e interação entre os fatores abióticos e bióticos que resultam na fisionomia e diversidade espacial e temporal particulares dessas formações nos ecossistemas ripários.

Ocorrentes ao longo dos cursos d'água, essas extensões já foram descritas na literatura com grande diversidade de terminologia e definição.

Kobyama (2003) realizou revisão bibliográfica sobre o termo e encontrou 31 citações, algumas com o mesmo termo, mas com definição diversa. Entre elas, citam-se: a) Áreas de preservação permanente ciliar – áreas com qualquer formação às margens de cursos da água (ciliares), legalmente protegidas, de acordo com o código florestal de 1965 (DIAS, 2001), b) Mata ciliar – qualquer formação às margens de cursos d'água, incluindo as matas ripárias, de galeria e até de brejo, quando se tem um curso d'água bem definido (RODRIGUES, 2000), c) Floresta ripária – formações com particularidade florística, em função das cheias periódicas, variáveis em intensidade, duração e frequência e da flutuação do lençol freático (MANTOVANI, 1989), d) Floresta de galeria – florestas situadas nas faixas marginais dos cursos d'água, formando uma galeria, sendo um caso especial da floresta ciliar (SCHIAVINI, 1997), e) Área ripária – Ecossistema aquático (EA) e as porções do ecossistema terrestre (ET) próximas ao EA, que diretamente afetam ou são afetados pelo EA. Incluem rios, lagos, banhados, planície de inundação, uma parte de vertente (GREGORY; ASHKENAS, 1990) e, f) Zona ripária – Interface entre ecossistemas terrestre e aquático. É ecótono e se estende horizontalmente até o limite que a inundação alcança, e verticalmente até o topo da copa da vegetação. É reconhecida como corredor para movimento de animais dentro do sistema de drenagem (GREGORY et al., 1991).

Estas zonas ripárias possuem forte conexão com o curso d'água e sua delimitação não é bem definida. Os limites laterais se estenderiam até o alcance da planície de inundação e à montante, seria a nascente (LIMA; ZAKIA, 2009).

As características dessas formações florestais no entorno de cursos d'água resultam da interação de uma complexidade de fatores que produzem uma diversidade ambiental própria dessas áreas ripárias.

A composição e distribuição florística das espécies são selecionadas especialmente em função das características pedológicas, fisiográficas e climáticas, principalmente os fatores físicos do solo (fertilidade, textura, drenagem, profundidade efetiva), dinâmica da água, variáveis topográficas, pluviosidade, temperatura, luminosidade, umidade relativa do ar, vento e tamanho do fragmento (METZGER et al., 1997; RODRIGUES; SHEPHERD, 2009; SGROTT, 2003).

Além do ambiente abiótico, têm-se a atuação de fatores bióticos como o banco de sementes, chegada contínua de propágulos, deposição de serapilheira, retirada ou soterramento de banco de sementes pela elevação periódica do nível do rio, abundância e dinâmica sucessional das espécies; os quais exercem grande influência para a dinâmica desse mosaico vegetacional ribeirinho (RODRIGUES; SHEPHERD, 2009).

O Código Florestal trata parte das áreas ripárias como áreas de preservação permanente; entretanto, tal definição não deveria ser tomada em consideração no tocante a unidades de conservação, pois não engloba todo o ecossistema ripário. Os padrões de largura definidos em políticas, em muitos casos subestimam as necessidades locais. Neste caso, o objetivo principal das unidades de conservação, como o próprio nome designa, é a conservação, e em segundo plano, nas unidades assim classificadas, o uso sustentável. Assim, o ecossistema ripário deve ser estabelecido nestas unidades em função da conservação das espécies e de todo esse ambiente especial para se atingir um objetivo definido e não apenas atender a legislação.

2.2 Funções e benefícios das áreas ripárias

A vegetação presente nas áreas ripárias absorve o excesso de água das chuvas por intermédio da camada de serapilheira que atua como esponja, armazenando a água durante muitos dias. Lentamente esta água penetra no solo e parte dela escorre para os riachos, contribuindo para manter o nível dos rios, mesmo em períodos de estiagem (SGROTT, 2003).

Para Cicco e Arcova (1999), Lima e Zakia (2009), Moster (2007) e Sgrott (2003), a zona ripária desempenha importante função hidrológica e ecológica para o ambiente terrestre e aquático, especialmente no que tange:

- Ao escoamento direto em microbacias (diminuição e filtragem do escoamento superficial impedindo ou dificultando o carreamento de sedimentos para o sistema aquático),
- A quantidade de água (preservação ou recuperação da vegetação ciliar contribui com o aumento da capacidade de armazenamento de água na microbacia mantendo sua vazão na estação seca),
- A qualidade da água (retenção de nutrientes, sedimentos e diminuição da concentração de herbicidas carregados para os cursos d'água),
- A regularização dos regimes hídricos (influência nos lençóis freáticos),
- A ciclagem de nutrientes (como resultado da deposição da serapilheira, fertilidade do solo e da disponibilidade de água (escoamento subsuperficial) ocorre a absorção de nutrientes),
- Ao tampão e filtro entre os terrenos mais altos e o ecossistema aquático (impede que grandes variações ambientais atinjam os cursos d'água e também a absorção de elementos nocivos como pesticidas e adubos nitrogenados pelo sistema radicular da mata ciliar),
- A estabilidade térmica (interceptação e absorção da radiação solar pelas copas das árvores),
- A estabilidade dos solos e das ribanceiras dos rios (desenvolvimento e manutenção de um emaranhado radicular, evitando a erosão) e,
- Aos corredores ecológicos (movimento da fauna ao longo da paisagem e dispersão vegetal, mantendo o fluxo gênico das populações e sustento da fauna aquática e silvestre ribeirinha).

Além disso, a cobertura florestal dessas áreas ripárias protege os cursos d'água e a qualidade de água dos mananciais de abastecimento público ao agir contra a erosão dos solos, a sedimentação, a lixiviação excessiva de nutrientes e a elevação da temperatura da água (SOPPER, 1975).

Fischer e Fischenich (2000) registram que a manutenção de zonas ripárias é uma importante ferramenta para a melhoria da qualidade da água dos corpos hídricos, a conservação da biodiversidade e a diminuição do efeito da fragmentação.

Ede, Ainsworth e Hunt (2010) consideram que as zonas ripárias, embora representando uma proporção muito pequena de toda a área da paisagem, são criticamente importantes em muitos processos, incluindo o fluxo da água, energia, materiais e organismos através da paisagem.

Os serviços ambientais proporcionados pelas áreas ripárias e, principalmente, sua função ecológica são razões mais que suficientes para justificar a conservação desses espaços especiais.

2.3 Histórico de degradação da cobertura vegetal paulista

O Estado de São Paulo possui uma área de 248.222 Km² (IBGE, Estados, 2010), ou aproximadamente 25.000.000 ha (KUPPER, 1999).

Estimativa do estado primitivo da cobertura vegetal paulista era de 81,8% da área total do Estado, ou seja, 20.450.000ha (VICTOR et al., 2005).

O processo de ocupação do território paulista foi caracterizado por intensa substituição de sua cobertura vegetal original. Até 1929, a introdução da cultura cafeeira foi a maior responsável e, em menor proporção as ferrovias instaladas para o escoamento do café, associadas ao crescimento populacional e a demanda por madeira. A partir daí, novas culturas agrícolas como o algodão, a laranja e a cana-de-açúcar foram implantadas e, da mesma forma, seguiram o ritmo da destruição da cobertura vegetal. Na década de 1960, a industrialização foi a grande responsável pelos maiores índices de desmatamento, para suprir as indústrias e grandes siderúrgicas dos estados de São Paulo e Rio de Janeiro. E, ainda para agravar a situação, no tocante à conservação das áreas restantes a esse processo de devastação, no período da década de 1970, em certos aspectos, houve uma regressão principalmente nos esforços que o estado fazia na criação de Parques, pois uma mentalidade tecnocrata atingiu vários setores governamentais que foram tomados de uma “euforia desenvolvimentista sem limites” (VITOR et al., 2005).

O mais recente levantamento dos períodos de 2008-09 demonstra que houve incremento na cobertura vegetal, com um índice de 17,5 %, ou 4.340.000 hectares e é comparável com o que existia na década de 1970 (SÃO PAULO, 2010).

Na sequência, é demonstrada a evolução da cobertura vegetal do Estado de São Paulo (Tabela 1).

Tabela 1 - Estimativa da evolução da perda da cobertura vegetal paulista (adaptado de VICTOR et al., 2005)

Ano	Estimativa (%)	Estimativa (1000 ha)
Estado Primitivo	81,8 ⁽¹⁾	20.450
1854	79,7 ⁽¹⁾	19.925
1886	70,5 ⁽¹⁾	17.625
1907	58,0 ⁽¹⁾	14.500
1920	44,8 ⁽¹⁾	11.200
1935	26,2 ⁽¹⁾	6.550
1952	18,2 ⁽¹⁾	4.550
1962	13,7 ⁽¹⁾	3.406
1973	17,6 ⁽¹⁾	2.075
1990	13,7 ⁽²⁾	3.330
2000/01	13,9 ⁽³⁾	sem dados
2008/09	17,5 ⁽³⁾	4.340

Fontes: (1) Antônio Carlos Cavalli, João Régis Guillamon, Renato Serra Filho, Marco Antônio Moraes Victor, Jorge Vicente Chiarini e Arnaldo Guido de Souza Coelho, Gonzaga de Campos, Jorge Vicente Chiarini e Pedro Luis Donzelli, Sérgio Milliet (VICTOR et al., 2005)

(2) Secretaria do Estado dos Negócios da Agricultura – Instituto Florestal (KUPPER, 1999)

(3) Secretaria do Meio Ambiente – Instituto Florestal (SMA/IF, 2000-01, 2008-09)

Este cenário de intensa degradação ambiental atingiu igualmente os ambientes ripários, áreas de banhado e várzea, que acompanham os cursos d'água e, mesmo protegidos por lei, continuaram e continuam sendo alterados, destruídos e perturbados por atividades humanas ligadas à agricultura, pecuária, residencial, silvicultura e indústria para retirada de madeira, geração de energia, construção de casas, implantação de lavouras, florestas plantadas e pastagens; causando degradações estruturais nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas, impedindo sua função protetora do curso d'água (COSTA PRIMO; VAZ, 2006; SGROT, 2003).

O desmatamento, a fragmentação, a exploração excessiva de recursos, a dispersão de espécies exóticas, a degradação e o aumento de ocorrências de doenças são algumas das maiores ameaças causadas pelas atividades antrópicas.

A fragmentação de ambientes conduz à exposição de uma maior quantia de borda por área de habitat, que traz como principais consequências o efeito de borda, com aumento nos níveis de luz, temperatura, umidade e vento. Essas alterações levam a mudanças na composição das espécies da comunidade, inclusive por espécies exóticas, cujos efeitos são maiores em locais que já sofreram perturbação por ação humana (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Fine (2002) apresenta que enquanto espécies exóticas são raras em ambientes florestais tropicais não perturbados, prontamente invadem florestas tropicais perturbadas, frequentemente dominando e drasticamente mudando o ecossistema.

Habitats ripários estão entre os mais invadidos em muitas regiões do mundo (CHYTRÝ et al., 2008, PLANTY-TABACCHI, 1996).

2.4 Invasões biológicas

2.4.1 Conceitos e terminologias

Uma ampla diversidade de termos tem sido empregada no campo de invasões biológicas para descrever vários conceitos. Alguns deles estão abertos a interpretações subjetivas e podem gerar confusão em conceitos e conduzir a generalizações sobre o tema.

Exemplos de termos utilizados na literatura sobre invasões biológicas são: exóticas, invasoras, alienígenas, não-nativas, imigrantes, estrangeiras, daninhas, introduzidas, naturalizadas, não-indígenas, pragas, pragas ambientais, nocivas, alóctones, entre outros.

Contextualizar a introdução de espécies exóticas requer a apresentação de definições que se relacionem com o tema, para evitar problemas na terminologia.

Introdução: tipo de organismo ou seu propágulo que foi transportado por humanos ultrapassando uma maior barreira geográfica (RICHARDSON et al., 2000b).

Espécie exótica: 'espécie, subespécie ou táxon menor, introduzida fora de sua distribuição natural passada ou presente, incluindo qualquer parte, gametas, sementes, ovos ou propágulos desta espécie que possam sobreviver e subsequentemente reproduzir' (CONVENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA - CDB, 2002).

Espécie naturalizada ou estabelecida: espécie exótica introduzida que consegue adaptar-se e estabelecer populações autossustentáveis (PROGRAMA GLOBAL DE ESPÉCIES INVASORAS - GISP, 2005).

Espécie exótica invasora: significa uma espécie exótica cuja introdução e/ou dispersão ameaça a diversidade biológica; ou seja, se adaptam e passam a reproduzir-se a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas. Espalham-se por uma grande área e passam a produzir alterações nos processos ecológicos naturais, tendendo a se tornarem dominantes após um período de tempo (CDB, 2002; ZILLER, 2000).

Contaminação Biológica: quando ocorre a introdução de espécies, intencional ou acidental, por humanos ou não, e estas passam a adaptar-se numa comunidade ou ecossistema, naturalizam-se e passam a provocar mudanças em seu funcionamento. Também é denominada poluição biológica (ZILLER, 2000).

2.4.2 História

A movimentação de espécies por meios naturais como ventos, movimentos terrestres, deslocamento de continentes, correntes marinhas, entre outros fatores, determinou a história da vida na terra. Entretanto, estes processos ocorreram com limitações por meio de barreiras geográficas e biológicas (altitude, temperatura, pragas, eventos catastróficos, distância) que faziam com que essas mudanças fossem graduais (SHINE, 2008).

O desenvolvimento do transporte marítimo, rodoviário, fluvial e aéreo dos dois últimos séculos possibilitou o aumento do movimento de pessoas ao redor do globo e, em consequência, as introduções intencionais de espécies de fora de sua ocorrência natural, para uso na agricultura, pecuária, horticultura e silvicultura, ornamentação e paisagismo, jardins botânicos e usos tradicionais. O ingresso de espécies alóctones tem alterado de forma expressiva a distribuição de espécies no planeta; o que resultou em esparsos habitats da Terra sem a presença de espécies introduzidas.

A translocação e instalação intencional de uma ampla variedade de espécies exóticas permitiu que parte destas se dispersasse sobre ambientes degradados ou naturais, se estabelecesse e se expandisse para fora de sua área de introdução original, num processo de invasão biótica.

Diversos naturalistas pioneiros do século XIX, especialmente Darwin, DeCandolle, Hooker e Lyell; efetuaram registros de espécies fora de seu ambiente original. Todavia, Charles S. Elton (1958) em seu livro *The Ecology of invasions by animals and plants* (A ecologia de invasões por plantas e animais) é reconhecido como pioneiro em chamar a atenção científica na questão das invasões biológicas (RICHARDSON; PYSEK, 2007).

Charles Darwin (1809-1882) registrou sua preocupação com a densa ocupação dos pampas argentinos e chilenos com o cardo, *Cynara cardunculus*, arbusto espinhento de 1,5 m, originário do Marrocos, que impedia a passagem de cavalos e pessoas (ZILLER, 2001).

Elton observou que introduções humanas de espécies podem ter uma variedade de impactos (inclusive danos econômicos) e causar mudanças ecológicas drásticas como aquelas do passado geológico, as extinções em massa (GHERARDI, 2001).

2.4.3 Características de ambientes e espécies relacionadas a invasões bióticas

Quando uma espécie é introduzida em uma nova região é atingida por múltiplos agentes físicos e bióticos e a grande maioria não se estabelece, entretanto, certa porcentagem consegue se instalar. Uma em cada dez espécies introduzidas (intencionalmente ou acidentalmente) escapará do cultivo (HARRINGTON; KUJAWSKI; RYAN, 2003).

O período de tempo e o progresso da espécie exótica para invasora iniciam-se com a fase de latência (*lagphase*), seguida de um crescimento exponencial que continua até a espécie atingir o limite de extensão e, a seguir, as taxas de crescimento populacionais diminuem (MACK et al., 2000). Esse tempo é variável de espécie para espécie e de cada situação ambiental, além de fatores como tempo de amadurecimento até a reprodução sexual, de produção de sementes ou descendentes e o número de anos entre os ciclos climáticos favoráveis para seu estabelecimento, da combinação destes, além de outros fatores. Como exemplo, na Alemanha, 51 % das espécies que se tornaram invasoras levaram mais de 200 anos para deflagrar o processo de invasão (KOVARIK, 1995).

Entender quais os fatores que permitem a determinadas espécies se tornarem invasoras quando outras falham, quais forças atuam sozinhas ou interconectadas, é crucial para se conhecer o processo das invasões bióticas.

Características do ambiente podem prever relativa vulnerabilidade às espécies invasoras e, hipóteses foram desenvolvidas para tentar esclarecer as causas.

Nichos vagos explicariam a susceptibilidade de algumas comunidades como ilhas e outras de baixa diversidade de nativas, as quais apresentariam reduzida capacidade de resistência biótica a invasoras, que se utilizariam do nicho vago. (MACK et al., 2000). Recentes trabalhos baseados na teoria da coexistência encontraram que o nicho e diferentes habilidades entre nativas e invasoras interagem para determinar o processo de invasão (MacDOUGALL; GILBERT; LEVINE, 2009).

Escape do controle biótico pressupõe que as espécies recém-introduzidas persistem e proliferam devido a estarem livres de virulência, competição, predação ou qualquer debilitação associada que as concede vantagens em crescimento, longevidade e salubridade (MACK et al., 2000).

Riqueza de espécies da comunidade teoriza que uma comunidade com grande diversidade de espécies possuiria maior resistência por ser mais estável, pois a presença de muitas espécies implica que a comunidade possui suas funções e atributos preenchidos com pouco espaço para espécies introduzidas (MACK et al., 2000).

Kennedy et al. (2002) realizaram estudos para avaliar se a riqueza de espécies influenciaria no estabelecimento e invasão por exóticas. Os resultados obtidos demonstraram que maior riqueza de espécies local aumenta a riqueza de espécies vizinhas, densidade e adensamento, e que estes fatores bióticos estão claramente associados com o decréscimo no estabelecimento e sucesso de invasores, independentemente do solo desnudo. Que a perda da biodiversidade significa possível degradação da resistência local contra invasão biológica. E, portanto, a biodiversidade local representa uma linha de defesa contra a dispersão de invasores.

Distúrbio antes ou no momento da introdução supõe que perturbações radicais e repentinas causadas naturalmente ou por humanos não possibilitam adaptação de espécies nativas, o que pode conduzir a invasões por exóticas. Esses

distúrbios podem ser devido ao vento, incêndios, terremotos, movimentos de terra e de água e quando antrópicos por práticas para a agricultura e pecuária, ou alterações de terras úmidas e poluição de diversas formas em águas (MACK et al., 2000).

Para avaliar se os distúrbios no ecossistema estão relacionados com invasões, Lozon e Maclsaac (1997) efetuaram revisão de literatura e verificaram a relação entre o estabelecimento de espécies exóticas e distúrbios naturais e humanos. Encontraram que o estabelecimento de plantas exóticas está associado com atividades animais, distúrbios no solo, indústria florestal, fogo, agricultura e atividades humanas. E que animais podem invadir novos habitats uma vez que as barreiras geográficas forem vencidas, ao contrário, o estabelecimento de plantas introduzidas frequentemente está mais associado à habitats perturbados.

Tendo por base as características e atributos de ambientes e espécies, em função das múltiplas variáveis envolvidas na adaptação e processo de invasão biológica, inúmeros esforços têm sido realizados para esclarecer o tema sobre diversos aspectos, com o propósito de prever problemas futuros, limitar introduções de risco, estabelecer medidas de prevenção, controle e erradicação.

Vitousek et al. (1997) observaram que na dimensão humana, o crescimento e uso de recursos e a crescente industrialização, agropecuária e silvicultura têm gerado seis mudanças globais bem documentadas: aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, alterações do ciclo biogeoquímico global do nitrogênio e outros elementos, a produção de componentes orgânicos tais como clorofluorcarbonos, mudanças intensas no uso e cobertura da terra, caça e eliminação de populações de grandes carnívoros e consumidores e invasões biológicas. Todas elas representam claramente mudanças globais e causadas pela espécie humana.

Componentes da mudança global, como incremento de deposição de nitrogênio e concentração de CO₂ atmosférico, têm sido indicados em estudos; favorecem muitas espécies invasoras que se aproveitam dos vários elementos da mudança global (DUKES; MOONEY, 1999).

Em estudo experimental, Burke e Grime (1996) testaram a invasividade em comunidade de plantas nativas e, como resultado, obtiveram que a susceptibilidade de comunidades indígenas à invasão está relacionado à condição de terra nua. Danos e distúrbios nas espécies nativas dominantes foram um importante fator no estabelecimento de plantas invasoras.

A biogeografia histórica das espécies mostraria um caminho promissor de como algumas espécies conseguem se expandir e outras não. Uma possibilidade para as espécies que não dispersam seria que a tolerância de adaptação fisiológica é evolucionariamente conservativa. A flexibilidade ou plasticidade na adaptação fisiológica é a característica que invasores têm em comum (VERMEIJ, 1996). Plasticidade trans-geração pode resultar em uma progênie pré-adaptada com altos impactos em invasões biológicas (DYER et al., 2010).

Muitas espécies invasoras modificam o ambiente físico invadido de diferentes modos, e são conhecidas como *invasive engineers* (engenheiras invasoras). São capazes de modificar o ambiente em níveis de atingir ótimas taxas de reprodução, podem ter grande crescimento em habitats com elevado gradiente de modificação e, ainda, tolerar diferentes taxas de modificação de ambientes (CUDDINGTON; HASTINGS, 2004).

Outro importante mecanismo para romper barreiras e tornar plantas introduzidas invasoras é o mutualismo, que envolve animais mediando polinização e dispersão de sementes; além de simbioses entre raízes e microbiota frequentemente facilitando invasões (RICHARDSON et al., 2000a).

Algumas espécies de plantas invasoras podem usar mecanismos competitivos que não estão presentes nas comunidades nativas e romper interações antigas de associações entre espécies nativas, como diferentes efeitos de exsudatos das raízes das invasoras que afetam a competição por recursos (CALLAWAY; ASCHEHOUG, 2000).

Outra explicação para a invasão é a flutuação de recursos nas comunidades de plantas que depende da chegada e liberação destes recursos; com pronunciadas flutuações e periódicos enriquecimentos como os causados por distúrbios, doenças, pestes e do tempo de captura e recaptura do suplemento do recurso pela vegetação residente (DAVIS; GRIME; THOMPSON, 2000).

Meyerson e Mooney (2007) colocam que qualquer tipo de distúrbio no solo promove intensa presença de espécies exóticas, incluindo locais que sofreram perturbação por revolvimento do solo em seus horizontes de cultivos passados.

Populações de plantas introduzidas perdem interações com doenças, mutualismos e competidores de seu locais nativos, e ganham interações com novas espécies, sob novas condições abióticas, sendo que estes fatores influenciam na dinâmica das invasões (MITCHELL et al., 2006).

Matos e Pivelo (2009) apresentam algumas características gerais que permitem melhor competição para plantas invasoras: a) alta eficiência fotossintética e no uso dos nutrientes, b) muitas plantas são heliófilas e têm metabolismo C₄ (adaptadas à luz), c) altas taxas de produção de sementes, germinação, crescimento, rebrotamento, regeneração e tolerância ao desfolhamento e herbivoria.

A evolução da invasão pode ser estimulada pela hibridização entre espécies ou entre populações diferentes. Dentro do processo da evolução adaptativa, geração de novos genótipos é formada, com diferentes modos de atuação no ambiente em comparação com genótipos das espécies progenitoras. Em estudo realizado por Ellstrand e Schierenbeck (2000) foram encontrados 28 exemplos representando 12 famílias, onde o processo de invasão foi precedido de hibridização.

Petit (2004) registra que flutuações do gene resultam em altos padrões gene-específicos durante o processo de invasão. Crawford e Whitney (2010) encontraram que a diversidade genética da população aumenta o sucesso da colonização, medido por meio das taxas de germinação das plântulas, produção de biomassa, duração da floração e reprodução.

Comparações de floras exóticas entre zonas climáticas similares podem ser úteis para avaliar a importância do distúrbio em processos de invasão. As diferenças observadas em padrões de invasão e fatores dos componentes bióticos através de regiões com climas similares podem ajudar a isolar os efeitos para limitar fatores de invasão (NUÑEZ; MEDLEY, 2011; PAUCHARD; CAVIERES; BUSTAMANTE, 2004).

A compatibilidade do habitat recipiente é usualmente uma condição necessária para toda invasão (REJMÁNEK; RICHARDSON; PYSEK, 2005). Experimentos mostram que a inibição competitiva de invasores aumenta com sua similaridade funcional com espécies residentes (FARGIONE et al., 2003 apud REJMÁNEK; RICHARDSON; PYSEK, 2005).

Em estudos de comparações de características de folhas de plantas nativas e invasoras, Leishman et al. (2007) verificaram ao nível de comunidade que exóticas invasoras possuem maior área foliar específica e também maior nitrogênio foliar e fósforo em áreas perturbadas em comparação com nativas em áreas não perturbadas. Que descendentes de invasoras economizam em estratégias de crescimento mais rápido e serão invasoras de sucesso quando introduzidas em um novo ambiente onde os recursos não são limitados.

O conceito de pressão de propágulos direciona o entendimento no número de propágulos (animais, plantas ou sementes) de uma dada introdução e a frequência com que eles são introduzidos em uma comunidade alvo (Fine, 2002). Em vegetação densa e intenso processo de competição, espécies introduzidas necessitam de uma grande quantidade de propágulos para o sucesso de seu estabelecimento; ao contrário, em ambientes com vegetação esparsa e muito mais espaços, podem necessitar de poucos propágulos para o seu sucesso de estabelecimento (D'ANTONIO; LEVINE; THOMSEN, 2001).

O tempo de residência desde a introdução de um táxon numa nova área representa outra dimensão de pressão de propágulo e, quanto mais cedo uma espécie exótica invasora é descoberta, melhor é a chance de sua erradicação (REJMÁNEK et al., 2005).

Desta forma, invasão por plantas (Figura 1) segue algumas etapas como introdução (proposital ou acidental), estabelecimento, desenvolvimento, dispersão, interação com biota local e deslocamento de elementos nativos (Richardson, 2001).

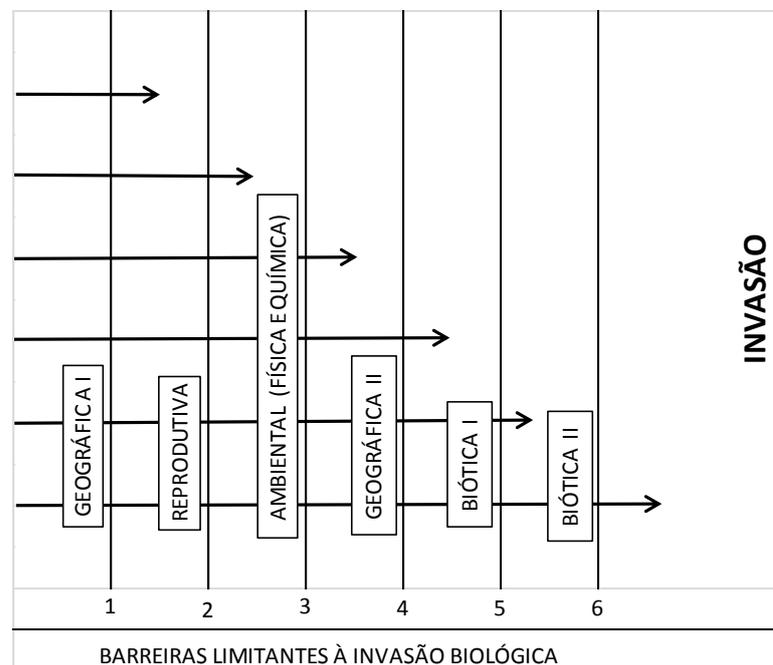


Figura 1 – Representação esquemática do processo de invasão biológica por plantas introduzidas. As barreiras são (1) barreira geográfica I: Intercontinental ou intracontinental; (2) barreira reprodutiva; (3) barreira ambiental química e física; (4) barreira geográfica II: dentro da região de introdução; (5) barreira biótica I: composição geral de fauna e flora; (6) barreira biótica II: comunidades de plantas maduras não perturbadas

Fonte: Adaptado de Richardson (2001)

2.4.4 Razões da invasão por *Pinus*

O gênero *Pinus* pertence à família das *Pinaceae*, grupo das coníferas. Estudos paleoecológicos têm mostrado a superior habilidade de coníferas em migrar rapidamente através de paisagens deglaciadas (paisagens que perderam suas geleiras no último período glacial, há cerca de 10.000 anos) ou outros habitats, onde a resistência biótica na forma de competição das mais vigorosas plantas angiospermas tem sido reduzida (RICHARDSON; BOND, 1991).

Coníferas são frequentemente reportadas como tendo menor sucesso evolutivo em comparação às angiospermas lenhosas (de madeira), visão suportada por análises de invasividade de sementes de plantas, especialmente no hemisfério norte. Entretanto, poucas famílias de plantas herbáceas parecem ser mais invasoras que *Pinaceae* (PYSEK, 1998).

A maioria das coníferas não requer mutualismo co-envolvido para polinização e dispersão de sementes, é robusta e apresenta requerimentos simples para regeneração (RICHARDSON; REJMÁNEK, 2004). Em muitas partes do mundo, por centenas de anos, coníferas têm sido plantadas fora de seu ambiente original, principalmente como base para as florestas comerciais (RICHARDSON et al., 2007).

Instituições florestais realizaram pesquisas com inúmeras espécies exóticas para avaliar sua capacidade de adaptação e desenvolvimento nos locais receptores, principalmente com os gêneros: *Eucaliptus*, *Pinus*, *Acacia*, *Hakea* e outros (ZILLER, 2000).

No hemisfério sul, poucas espécies de *Pinus* foram introduzidas do início ao fim do século XVII. Entretanto, a partir de 1880, iniciaram-se plantações florestais em larga-escala e o *Pinus* foi amplamente cultivado (RICHARDSON; HIGGINS, 1998).

Na América do Sul, os vastos plantios de coníferas exóticas são ainda recentes em comparação com outros países do hemisfério sul como: África do Sul, Nova Zelândia e Austrália (RICHARDSON et al., 2008).

A criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, em 1967, e as leis de fomento florestal conduziram a um grande impulso nos plantios de *Pinus* spp. e eucalipto, introduzindo o Brasil na 'era do reflorestamento'.

No Estado de São Paulo, ao nível federal e principalmente estadual, nas décadas de 1940, 1950 e 1960, por meio de programa de introdução e fomento, foram realizados experimentos com espécies exóticas: *Pinus palustris*, *P. echinata*, *P. elliottii* e *P. taeda*, sendo os dois últimos mais promissores (BALDANZI et al., 1974 apud SIMBERLOFF et al., 2010; DELGADO et al., 2004; RODRIGUES, 1999).

Os principais motivos que levaram os países tropicais e neotropicais a utilizar espécies exóticas foram o reduzido conhecimento sobre a biologia de espécies nativas, dificuldade no manejo silvicultural, incluindo coleta, armazenamento e germinação de sementes. Ao contrário da utilização de espécies como *Pinus* e eucalipto, que tinham a biologia bem estudada e conhecida, crescimento e desenvolvimento mais rápido que as espécies nativas, boa disponibilidade de sementes, juntamente com o argumento de que conseguem utilizar terras florestais degradadas e possuem facilidade de manejo (RICHARDSON, 1998).

Espécies de *Pinus*, como a maioria de outras coníferas, são mais tolerantes ao estresse abiótico do que angiospermas; são mais abundantes onde há maior produtividade fotossintética e a competição com outras plantas é limitada por perdas de recursos ou por distúrbios, ou ambos. Essa tendência é mostrada em sua capacidade de dispersar e invadir ambientes limitados em nutrientes e alterados no hemisfério sul (RICHARDSON; WILLIAMS; HOBBS, 1994).

Como possíveis causas da dispersão e alastramento do *Pinus* spp. a partir do local da introdução histórica, Richardson et al. (1994) apud Richardson e Higgins (1998) e Richardson (2006) citam os principais fatores:

- massa grande de sementes pequenas com asas largas
- incremento na pressão de propágulo
- curto período juvenil (< 10 anos)
- boa habilidade de sobrevivência
- tempo de residência longo (> 50 anos)
- extensas áreas de plantio
- estrutura da vegetação receptora média ou esparsamente distribuída
- nenhuma ou baixa cobertura de vegetação,
- latitude 30-45°S distante do equador
- frequência de distúrbio de baixo a moderado

- fatores contribuintes de distúrbio que diminuem competição na cobertura de solo
- flutuações climáticas
- tipos naturais de distúrbios como vento, enchentes, fogos
- incremento no aumento de recursos
- comunidades naturalmente invadidas como estepe gramíneo-herbácea
- comunidades C₄ (adaptadas à luz) nativas em condições não adequadas, solos pobres em nutrientes e pobreza de herbáceas vigorosas
- remoção da vegetação por humanos ou pastoreio
- dispersão de sementes de *Pinus* por aves ou mamíferos
- presença de micorrizas simbiotes

A abertura de clareiras em áreas de florestas permite maior incidência de luz, tornando esses ambientes suscetíveis às invasoras (ZILLER, 2000).

Foelkel e Foelkel (2008) citam ainda que a exclusão mecânica (manta orgânica de acículas sobre o solo) pode levar à opressão de outras plantas por falta de recursos limitantes como a luz.

Muitos membros do gênero *Pinus* crescem simbioticamente com fungos ectomicorrízicos, que praticamente não existiam no hemisfério sul; entretanto, métodos foram desenvolvidos para garantir que os fungos simbiotes fossem introduzidos (READ, 1998). Os micélios destes fungos podem capturar fósforo, nitrogênio nas formas mineral e aminoácido e facilitar sua transferência para a planta hospedeira (MELIN; NILSSON, 1950, 1952, 1953 apud READ, 1998). O horizonte orgânico onde raízes ectomicorrízicas de *Pinus* spp. proliferam tem natural acidez, o que aumenta a solubilidade de íons metálicos; entretanto, a colonização ectomicorrízica aumenta a resistência do *Pinus* spp. ao baixo pH e à toxicidade metálica (MARX; MAUL; CORDELL, 1992 apud READ, 1998).

Alterações climáticas globais estão causando diminuição no período de florescimento-polinização-maturação dos cones de *P. elliotii*, com aumento na produção de pinhas (MENTE; BRACK-HANES, 2005).

Grandes populações introduzidas de *P. elliotii* dispersam grande número de propágulos, tal como o efeito da densidade; que prenunciam o sucesso da invasão

(FINE, 2002; RICHARDSON; HIGGINS, 1998), além da alta germinação, em muitos casos acima de 90% (ZILLER; GALVÃO, 2002).

Em São Paulo, para *P. elliotii*, verificou-se uma densidade média de 15-222 sementes/m², sendo os principais fatores limitantes a umidade, no primeiro ano, e a luz, nos anos subsequentes (JANKOVSKI, 1996 apud ZILLER, 2000).

Bechara et al. (2013) realizaram pesquisas com *P. elliotii* e encontraram como resultado 204 sementes viáveis por m² por ano, com 90 % de taxa de germinação.

Bourscheid e Reis (2010) registraram, no Parque Florestal do Rio Vermelho – SC, chuva de sementes de *P. elliotii* para mais de três milhões de sementes por hectare por ano, com 90 % de emergência de plântulas.

Variáveis como: posição dos povoamentos florestais no relevo, intensidade dos ventos predominantes e do ambiente circundante são fatores que também influenciam na disseminação de *P. elliotii*; além da temperatura, precipitação e umidade relativa, que em níveis baixos favorecem a disseminação (JANKOVSKI, 1996 apud ZILLER, 2000).

Segundo Fowells (1965) apud Brassiolo (1988), 90% das sementes de *P. elliotii* são disseminadas dentro dos 45 m da fonte, embora algumas sementes sejam carregadas até uma distância de 75 m. No entanto, Zanchetta, Tannus e Pinheiro (2007) observaram disseminação de *P. elliotii* em distâncias de até cinco km dos talhões de plantio. Richardson e Higgins (1998) descrevem que sementes foram dispersas pelo vento por vários quilômetros das plantações; distâncias de até 100 m são mais comuns, entretanto, indivíduos têm sido encontrados com regularidade a oito km da fonte de sementes, em alguns casos, chegando a até 25 km.

Algumas espécies da fauna local podem mudar seus hábitos alimentares e passar a se alimentar de sementes de *P. elliotii*, as engolindo inteiras ou transportando pela paisagem, realizando uma dispersão não intencional. Como ex. de aves têm-se: *Columbina talpacoti* (rolinha-caldo-de-feijão), *Pyrrhura frontalis* (tiriba-de-testa-vermelha), *Penelope obscura* (jacu-guaçu), *Columba* sp. (pomba-amargosa), *Leptotila* sp. (juriti) e *Columba picazuro* (asa-branca) (ZILLER, 2000). E como pequenos mamíferos têm-se roedores e esquilos, que muitas vezes armazenam sementes e cones, os quais se tornam agentes de dispersão e estabelecimento (LANNER, 1998).

2.4.5 Impactos causados por invasões biológicas

Invasões biológicas são, depois da perda de habitat, a mais potente ameaça à diversidade de espécies ao redor do mundo (DOGRA et al., 2010; ZILLER, 2001).

Vitousek (1997) discorre que espécies invasoras não somente alteram os processos ecossistêmicos como produtividade primária, decomposição, hidrologia, geomorfologia, ciclagem de nutrientes e/ou distúrbios no ecossistema, gerando competição com espécies nativas e, ainda, mudam as regras de existência para todas as espécies.

Espécies invasoras podem precipitar a destruição do habitat por alterar o ecossistema de tal modo que facilita sua própria dominância sobre espécies nativas (FINE, 2002).

Invasões biológicas estão relacionadas ao aumento da homogeneização da biota mundial e, em muitas áreas, com expressiva ameaça à biodiversidade, por causar mudanças intensas na funcionalidade do ecossistema (RICHARDSON; REJMÁNEK, 2004).

Neves e Barbosa (2010) descrevem que no cenário atual de intensa destruição planetária, a frequente e intensiva inserção de espécies exóticas em ecossistemas conduz a uma tendência de diminuição da diversidade biológica e homogeneização da biosfera.

Espécies exóticas podem alterar a trajetória da sucessão, conduzindo a criação de ecossistemas que diferem marcadamente daquele que ocorria originalmente, com redução da resiliência - habilidade de um ecossistema de retornar ao estado original seguinte a distúrbio ou estresse (RICHARDSON et al., 2007).

Proliferações de espécies de plantas não-nativas afetam a dinâmica e composição do solo em ampla escala e têm grande impacto nas funções do ecossistema, com mudança no pH e, principalmente, na ciclagem de nutrientes; trazendo aumento na abundância de exóticas e decréscimo de nativas (DOGRA et al., 2010).

Em solos com pH abaixo de cinco, normalmente, ocorre a liberação de altas concentrações tóxicas de alumínio (Al^{3+}) na solução do solo, que limitam a disponibilidade de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) para as plantas. Esses baixos níveis de pH também aumentam a solubilização de outros elementos tóxicos como

manganês e boro que também contribuem para o estresse dos vegetais (SCHOLES; NOWICKI, 1998).

Ehrenfeld, Kourtev e Huang (2001), em pesquisas com duas plantas invasoras, descobriram que estas espécies utilizam uma combinação de mecanismos que resultam em alterações do pH e nitrificação no solo, como importante componente de invasividade.

Wolfe e Klironomos (2005) citam diversos estudos em mudanças estruturais do solo, em que plantas invasoras alteram fungos micorrízicos (simbiontes), de forma a manter seu estabelecimento e crescimento, com ganho em biomassa.

Callaway e Aschehoug (2000) verificaram que *Centaurea difusa*, planta eurasiática invasora na América do Norte, possui forte efeito alelopático negativo sobre espécies nativas americanas do que em espécies eurasiáticas de sua co-evolução.

Como método de controle biológico, plantas exóticas invasoras são submetidas ao ataque de insetos importados. Em estudo realizado com *Centaurea maculosa*, uma das plantas invasoras mais destrutivas da América do Norte, descobriu-se que quando atacadas por insetos biocontrole e fungo parasítico, produz um químico alelopático (catequina) que possui efeito deletério sobre plantas nativas (THELEN et al., 2005).

Em estudo com *Chromolaena odorata*, invasora na Índia, verificou-se que suas raízes acumulam altas concentrações (25 vezes mais que solo sob nativas) do patógeno de solo generalista nativo *Fusarium semitectum*, que possui efeito inibidor sobre plantas nativas (MANGLA; CALLAWAY, 2008).

Estudos desenvolvidos em nove ilhas do arquipélago de Açores, por Heleno et al. (2009), demonstraram que a invasão de plantas exóticas simplificou a estrutura da floresta nativa de loureiros, com empobrecimento e homogeneização da flora e redução na biodiversidade de insetos; atingindo consequências negativas para a estabilidade do ecossistema.

Na Floresta Nacional de Pacotuba – ES, foi constatado que as espécies invasoras leucena (*Leucaena leucocephala*), capim-colonião (*Panicum maximum*) e sansão-do-campo (*Mimosa caesalpiniaefolia*) se instalaram, estão se reproduzindo e se alastrando e prejudicando a flora nativa, impedindo a regeneração e recuperação de algumas áreas (XAVIER; MORENO, 2008).

Andrade, Magro e Couto (2012) avaliaram a distribuição de espécies exóticas e nativas em duas trilhas no Parque Nacional da Serra do Cipó – MG e, na área de abrangência de uma das trilhas estudadas, ficou demonstrado que a vegetação foi impactada pelo histórico de uso da área, com expressiva presença de gramínea exótica.

A contaminação biológica é uma das grandes causas da perda de biodiversidade devido à extinção secundária – perda das ligações entre os diferentes níveis da cadeia trófica dentro de um ecossistema; fenômeno que não ocorre com espécies exóticas invasoras que não possuem relações evolutivas com a biota nativa e possuem reduzidos níveis de interações interespecíficas (WILLIAMS; MARTINEZ, 2000).

Keeler e Chew (2008), em pesquisas com interação planta-animal, constataram que a borboleta *Pieris oleracea* escapou da armadilha evolucionária por preferir a espécie de planta exótica (mostarda-alho) ao ambiente nativo, tanto na forma larval quanto na oviposição da fêmea adulta. Isso trouxe pobreza no recrutamento alimentar e alteração genética de *Pieris oleracea* à mostarda-alho, mesmo sem contato com a planta exótica.

Molina-Montenegro, Badano e Cavieres (2008) demonstraram que uma espécie invasora pode facilitar indiretamente a via de interação com outra espécie invasora aumentando o serviço de polinização.

Morales e Traveset (2009) utilizando dados de 40 estudos, por meio de meta-análise convencional e filogenética, averiguaram que espécies de plantas exóticas substituem o canal mutualístico de polinização de nativas, as quais podem sofrer redução na polinização e, como consequência, prejuízo em sua reprodução.

Transplantes com mistura de antigas biotas separadas e as extinções que podem ser causadas neste processo são essencialmente irreversíveis; com consequências para a funcionalidade de ecossistemas e para a trajetória evolucionária da vida (MOONEY; CLELAND, 2001).

Clavero e García-Berthou (2005) realizaram análise na lista vermelha da União Internacional de Conservação da Natureza - IUCN, relativa às causas de extinções de espécies e verificaram que do total de espécies extintas com causas compiladas e conhecidas, 54 % são derivadas do efeito de espécies invasoras.

Em experimento conduzido por Gilbert e Levine (2013) para avaliar efeitos de habitats invadidos, constataram que mesmo sob baixos níveis de invasão, a maioria

das espécies que ocupa menos do que 10 % de pequenas extensões isoladas pode entrar em declínio rumo à extinção, por redução na sua viabilidade meta-populacional.

Os riscos econômicos de espécies não-nativas que se tornam pestes (invasoras) incluem perda de produção e qualidade, aumento dos custos de produção, diminuição na flexibilidade de decisões de gerenciamento/produção e aumento de riscos de doenças humanas (HUBER et al., 2002).

Van Wilgen et al. (2001) discorrem a partir de estudos selecionados que, na África do Sul, invasões biológicas têm reduzido o valor do ecossistema de fimbos em cerca de US\$ 11,75 bilhões (dólares) e o custo para erradicar as invasões de plantas fica ao redor de US\$ 1,2 bilhões (dólares).

Estudos têm demonstrado aspectos do valor da biodiversidade em suas análises e Turpie e Heydenrych (2000) apud Van Wilgen et al. (2001) estimaram, no ecossistema de fimbos, o valor da colheita de flores silvestres nativas e o uso recreacional em áreas protegidas e demonstraram que quando ambientes originais primitivos tornam-se densamente invadidos por espécies exóticas, os valores da colheita de flores nativas reduziu de US\$ 9,7 (dólares) para US\$ 2,3/ha e o valor de uso recreacional de US\$ 8,3 para US\$ 1/ha.

Nos Estados Unidos, com área invadida estimada por volta de 3,5 milhões de hectares (ZILLER, 2000) e com mais do que 50.000 espécies invasoras, os custos econômicos associados aos efeitos de espécies invasoras e seu controle estão por volta de US\$ 120 bilhões de dólares por ano (PIMENTEL et al., 2005).

Mazza et al. (2014) destacam que espécies invasoras podem ameaçar a saúde humana de diversos modos: a) patógeno introduzido pode causar doenças e infecções, b) a espécie invasora pode expor humanos a ferimento causado por picadas, biotoxinas, substâncias alergênicas e tóxicas, c) espécie introduzida pode facilitar doenças, ferimentos ou causar morte, por ex., como novo vetor para doença já estabelecida e, d) espécies invasoras também podem afetar produções domésticas de plantas e animais, causando desnutrição.

Na dimensão humana, é comum as pessoas não tratarem espécies invasoras como prejudiciais, por não perceberem o impacto negativo causado ou, muitas vezes, por envolver diferentes interesses e objetivos na questão (BINGELLI, 2001).

Em levantamento de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação do Brasil (UCs), considerando a Base de Dados I3N Brasil (Instituto

Hórus), num total de 227 UCs, foram registradas 19 espécies de água doce e 148 espécies terrestres (ZILLER; DECHOUM, 2013).

E, considerando-se somente UCs federais, baseados nos dados de planos de manejo e na Avaliação rápida e priorização do manejo de UCs - RAPPAM, num total de 313 UCs, foram listadas 144 espécies, sendo: 106 de plantas vasculares, 11 de peixes, 11 de mamíferos, 5 (cinco) de moluscos, 3 (três) de répteis, 3 (três) de insetos, 2 (dois) de cnidários, 1 (um) de anfíbio, 1 (um) de crustáceo e 1 (um) de isópoda (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

2.4.6 Ameaças e impactos causados por *Pinus* e casos no Brasil e Globo

Entre os 80 taxa de coníferas naturalizadas, 36 espécies são invasoras. Do total de 28 coníferas da família *Pinaceae* consideradas invasoras, 21 destas são do gênero *Pinus* (Richardson e Rejmánek, 2004). Foelkel e Foelkel (2008) citam que a IUCN classificou o gênero *Pinus* entre os 100 mais invasores do planeta.

O primeiro registro da regeneração natural abundante e possível dispersão de *Pinus* no hemisfério sul foi com *Pinus halepensis*, em 1855, no distrito de Caledônia, 100 km a leste de Cape Town, África do Sul (LISTER, 1959 apud RICHARDSON; HIGGINS, 1998).

Algumas espécies de *Pinus* estão entre as que mais espalham e de mais influência entre todas as plantas invasoras, especialmente no hemisfério sul (RICHARDSON; HIGGINS, 1998); sendo um dos problemas mais graves relacionado à invasão biológica em ecossistemas nativos (ZANCHETTA; TANNUS; PINHEIRO, 2007).

Rejmánek e Richardson (1996) selecionaram 24 espécies de *Pinus*, metade delas invasoras e metade não invasoras, para avaliar suas características e potencial invasivo. Verificaram que das dez funções discriminantes analisadas, apenas três contribuíram para aumentar consistentemente para separar invasores e não invasores: período juvenil, massa de sementes e intervalo entre as grandes produções de sementes. *Pinus elliottii* é encontrado entre as 12 espécies invasoras.

Pinus elliottii ocorre na costa leste dos Estados Unidos, na floresta temperada, espécie pioneira, possui crescimento monopodial (eixo principal de crescimento vertical (por única gema apical) e ramos laterais com crescimento lento e oblíquo), altura de até 30 metros, casca sulcada e acinzentada em indivíduos jovens e marrom-avermelhada em indivíduos adultos, acículas reunidas em grupos

de dois ou três, com 21 a 36 cm de comprimento, de cor verde brilhante e com a margem serrilhada, estróbilos masculinos concentrados nos brotos jovens e femininos ovais ou cilíndricos pedunculados de 12 a 15 cm de comprimento, sementes triangulares, chatas, de cinco a sete mm de comprimento, pretas e aladas, com dispersão pelo vento, e mudas intolerantes à sombra (I3N, INSTITUTO HORUS, 2015).

Grotkopp, Rejmánek e Rost (2002) conduziram um estudo detalhado de 29 espécies de *Pinus*, em que espécies invasoras em habitats perturbados possuem atributos distintos, baseados em 10 variáveis relacionadas com história de vida; a partir do qual, as espécies foram classificadas em invasoras e não invasoras. Entre as 13 espécies definidas como invasoras, encontra-se *P. elliotii*.

Na África do Sul, estima-se área com cobertura de plantações de coníferas, particularmente, *P. radiata*, *P. patula*, *P. taeda* e *P. elliotii*, com cerca de 700.000 ha e, um total estimado de extensão de terras invadidas por *Pinus* de 2,95 milhões de hectares (Le MAITRE, 2000 apud SIMBERLOFF et al., 2010).

Na Nova Zelândia, a área estimada de invasão por coníferas, especialmente, *P. pinaster* e *P. radiata*, é de, aproximadamente, 600.000 ha (SIMBERLOFF et al., 2010).

Na Austrália, os primeiros registros de invasões por coníferas se deram no início da década de 1950 e, de *P. elliotii*, 30 anos depois de sua introdução, dispersado principalmente por cacatua, *Calyptrorhynchus lathami* (RICHARDSON; HIGGINS, 1998), sempre seguidos do estabelecimento de extensas plantações (SIMBERLOFF et al., 2010).

Estudos realizados na Austrália por Williams e Wardle (2009), com *P. radiata*, verificaram que mais do que 90 % das bordas das plantações são altamente invadidas. Na maioria dos locais a dispersão ocorreu dentro de 200 m, com diversos registros de dispersão a dois km e o mais longo na distância de 10 km.

Na América do Sul, devido ao tamanho das áreas plantadas, invasões podem ocorrer em áreas consideradas quase resistentes (áreas protegidas e/ou florestas), simplesmente pelo efeito massivo da enorme densidade de chuva de sementes (SIMBERLOFF et al., 2010).

Na Argentina, há substanciais plantios de 10 espécies de *Pinus*, com uma área total plantada de mais de 500.000 ha, na sua maioria com *P. ponderosa* e *P.*

elliottii; este último, já considerado invasor em diversos locais (SIMBERLOFF et al., 2010).

No Chile, reflorestamentos com *Pinus* datam da década de 1960, onde foram estabelecidos em mais de 100 áreas localizadas entre o semiárido e regiões temperadas. Plantações de *Pinus radiata* possuem área de, aproximadamente, 2.000.000 ha e outras coníferas (incluindo *Pinus* spp.) de 50.000 ha (SIMBERLOFF et al., 2010).

Peña e Pauchard (2001) e Peña et al. (2008) registraram a invasão de *Pinus contorta* em vegetação nativa, nos bosques nativos do Chile, nas Reservas Nacionais de Malalcahuello e Coyhaique, em que a regeneração foi encontrada em todos os transectos, e a maior distância de dispersão foi 1.200 m.

No Uruguai, plantações extensas de *Pinus radiata* ocorreram na década de 1940 e 1950, mas os plantios foram abandonados. Duas outras espécies, *P. elliottii* e *P. taeda*, foram introduzidos por volta de 1960. A partir daí, outras espécies de *Pinus* também foram plantadas, somando um total de área plantada de cerca de 275.000 ha de, principalmente, *P. elliottii*, *P. pinaster* e *P. taeda*; que já estão estabelecidas fora das plantações (DGF, 2007 apud SIMBERLOFF et al., 2010).

O Brasil conta com plantações florestais crescentes de *Pinus*, totalizando por volta de 1,5 milhões de hectares (SIMBERLOFF et al., 2010). As invasões no Brasil são, principalmente, ocasionadas por *P. taeda* e *P. elliottii*, que invadem vastas extensões de ambientes naturais e alterados (ZILLER, 2000, 2001); sendo o *P. elliottii* um dos mais invasores e agressivos (BECHARA et al., 2013).

O conhecimento sobre as ameaças e danos ecológicos e econômicos causados por espécies invasoras nos ecossistemas brasileiros tem recebido pouca atenção e ainda é deficiente (BOURSCHEID; REIS, 2010; ZENNI; ZILLER, 2011); embora o Brasil seja detentor de dois “hotspots” de diversidade reconhecida para prioridade de conservação: Cerrado (Savana) e Mata Atlântica e a mais alta diversidade de plantas do mundo (MYERS et al., 2000).

No Estado de São Paulo, as invasões com *Pinus* têm se alastrado em ritmos alarmantes sobre áreas com vegetação nativa, resultam em um grave problema para a conservação e indicam urgentes medidas de controle (VOLTOLINI; ZANCO, 2010).

Abreu e Durigan (2011), em estudos empíricos realizados em área de Savana (Cerrado *strictu sensu*), constataram alta dominância de *P. elliottii*, e conseqüente perda em riqueza, diversidade e densidade de vegetação nativa.

Zenni e Simberloff (2013) realizaram pesquisa com 16 espécies de *Pinus* na Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária), sul do Brasil, e quantificaram a invasão em escala local baseados em características do habitat, tamanho do propágulo e número das populações-recurso. Das 16 espécies ocorrentes no local, três foram consideradas invasoras: *P. elliotii*, *P. glabra* e *P. taeda*.

Zenni e Ziller (2011), a partir do banco de dados da rede temática de espécies invasoras (I3N) e do Ministério do Meio Ambiente, apresentaram um resumo de dados das espécies invasoras em ecoregiões e fisionomias florestais; a partir do qual o *P. elliotii* aparece como invasor, principalmente, em: ecótono de Savana com Floresta Ombrófila, Floresta Semi-decídua tropical e subtropical, Floresta Ombrófila tropical, ecótono de Floresta Ombrófila com Floresta Decídua ou Semi-decídua, Estepe, Floresta Semi-decídua tropical e subtropical, Floresta Ombrófila tropical, Floresta Ombrófila subtropical, Áreas úmidas, Restinga salina, Áreas úmidas montanhosas e, Savana.

No Hemisfério Sul, fungos patogênicos (*Mycosphaerella pini* e *Dothistroma pini*) têm sido um problema nas plantações de *Pinus* spp., devido à produção por estes fungos de dotistromina, uma potente toxina carcinogênica que envolve riscos para os trabalhadores florestais (BRADSHAW, 2004).

Piontelli, Giusiano e Casanova (2005) realizaram estudos na liteira de acículas de *P. elliotii* para avaliação da presença de fungos patogênicos e, das 117 espécies presentes, 52 foram consideradas de interesse clínico, registradas como alergênicas ou com capacidade patogênica e, capazes de causar mortalidade em pacientes com prévias enfermidades graves ou com comprometimento de defesa orgânica.

Litka e Costa (2008) realizaram análise comparativa da qualidade do solo em área de cultura de *Pinus* sp. e área de mata nativa de Floresta Ombrófila Mista. Encontraram que o pH mostrou-se mais ácido na monocultura de *Pinus* sp., revelando que ocorrem alterações na composição e ciclagem de nutrientes. Os impactos econômicos negativos estão relacionados a perdas de áreas de campo, redução de valores cênicos para fins de ecoturismo e lazer.

Prause, Dalurzo e Lifschitz (1997) realizaram experimento no Chile, em plantios de *P. elliotii* com 15 anos, após retirada da vegetação nativa. Demonstraram que houve acidificação do solo em comparação com solo sob

vegetação nativa, com diminuição dos valores de pH, atribuída ao material orgânico depositado sob as plantações.

Virtue e Melland (2003) demonstraram que após 30 anos de invasão por *P. radiata*, houve decréscimo no número e biomassa de espécies nativas em mais do que 50%, e que padrões densos de *Pinus* spp. competem com nutrientes e podem afetar o vigor, sobrevivência e regeneração de plantas nativas.

A camada de serapilheira de *Pinus* spp. possui decomposição lenta (DUARTE et al., 2009) e vai se tornando mais densa conforme os anos que a plantação possui. Zanco, Voltolini e Teixeira (2009) estudaram os impactos ambientais de *P. elliotii* no desenvolvimento de espécies nativas na Floresta Atlântica e, como conclusão, obtiveram que a população de *P. elliotii* exerce impacto sobre as espécies nativas que colonizam áreas dominadas pelo pinheiro, em que a serapilheira de *P. elliotii* pode gerar impacto na colonização de espécies nativas, ou seja, em seu estabelecimento, germinação, crescimento e sobrevivência.

Duarte et al. (2009) avaliaram a composição vegetal sob cultivo de *Pinus elliotii*, na planície costeira do Rio Grande do Sul. Encontraram que sob o plantio homogêneo de *P. elliotii* existe baixa riqueza de espécies vegetais.

Pacheco et al. (2009) pesquisaram a influência do reflorestamento de *Pinus elliotii* na estrutura da fauna de formigas de serapilheira de Floresta Atlântica secundária. Constataram que existe perda de biodiversidade de formigas na serapilheira no reflorestamento com *P. elliotii* em comparação com Floresta Atlântica secundária, a qual possui um grande número de espécies, especialmente mais heterogêneas e espécies exclusivas de formigas.

Ganho e Marinoni (2006) conduziram um estudo de comparação entre a riqueza de coleópteros (insetos) na Floresta Ombrófila Mista e em plantação de *Pinus elliotii* e, como resultado, obtiveram que a abundância foi maior na floresta natural do que no plantio e a riqueza foi maior na borda dos dois tipos florestais.

Copatti e Daudt (2009) avaliaram diversidade de artrópodes na serapilheira de fragmentos de mata nativa e *Pinus elliotii*, em área de Floresta Atlântica, Jaguarí – RS. Descobriram que na mata nativa existe maior diversidade, riqueza e abundância do que na monocultura de *P. elliotii*; cuja serapilheira é constituída de baixa qualidade nutritiva e, desta forma, um perigo potencial para a biodiversidade de artrópodes de serapilheira e, em consequência, para toda a teia trófica envolvida.

Estudo sobre recarga de água realizados por Calder et al. (1999) apud Calder e Dye (2001), ficou demonstrado que, na média do ano, não houve recarga de água no solo com espécie de *Pinus* sp. e houve alguma recarga com espécie nativa de carvalho; e este efeito é bem conhecido, no qual espécies exóticas, especialmente arbóreas, frequentemente aumentam uso da água em comparação com nativas.

Swank e Miner (1968) realizaram estudos em duas bacias hidrográficas experimentais nos Apalaches do Sul (USA), em que florestas maduras de madeira de lei nativas foram retiradas e foram realizados plantios com *Pinus strobus*. Quando seu crescimento começou a fechar, foram realizadas medições no fluxo d'água, que declinou numa taxa de 1 a 2 polegadas (2,54 a 5,08 cm). E, quando a plantação estava com 10 anos, o declínio foi de 3,7 polegadas (9,4 cm) em comparação com o fluxo da floresta original, ou seja, foi encontrada uma redução no deflúvio anual de 94 mm. E que uma redução maior no fluxo de água é esperada com o crescimento do *P. strobus* até atingir uma floresta madura.

Vertessy (2001) utilizando estudos de campo de reflorestamento da Austrália, África do Sul e Nova Zelândia, baseado em modelos de previsão de mudanças no deflúvio anual médio, demonstrou que reduções no deflúvio são maiores em áreas com maiores índices de chuva e que plantações de *Pinus* sp. tem maior impacto do que eucalipto. Para áreas com média anual de chuva de 800 mm, o deflúvio anual médio pode diminuir em 210 mm sob plantações de *Pinus* sp. e em áreas com média anual de chuva de 1.200 mm, essa redução é ainda maior, por volta de 350 mm.

Lima (2010) cita os resultados de monitoramento de microbacias experimentais acompanhadas cerca de 10 anos pelo Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas – PROMAB; em que, na microbacia de Telêmaco Borba – PR, há redução de 310 mm no deflúvio anual sob influência de *Pinus* sp. em comparação com 150 mm em floresta nativa.

Diversas Unidades de Conservação têm efetivamente perdido biodiversidade devido à competição que as espécies nativas enfrentam com espécies invasoras que não pertencem ao ambiente natural (LIMA; ZILLER, 2002).

Puschiavo et al. (2009) em estudos sobre o meio biofísico, antrópico e sócio-econômico da área da trilha do “rafting” do rio Paraibuna, no Parque Estadual da Serra do Mar, verificaram que a espécie exótica mais evidente ao longo do percurso é *Pinus elliottii* - Engelm., presente de modo disperso nas áreas de capoeira no

interflúvio ao longo do rio Paraibuna e, que a eliminação dessa espécie exige providências no curto prazo, pois enquanto houver talhões dessa espécie no entorno, o processo de invasão não será interrompido.

Em área de restauração, na Floresta Nacional São Francisco de Paula, Mazzochini, Paz e Ganade (2007) avaliaram a colonização da área por *Araucaria angustifolia* (ocorrência natural na área) e *Pinus taeda*. Verificaram que do total de indivíduos encontrados, 164 (19%) eram de araucária e 697 (81%) de *P. taeda*, demonstrando a capacidade invasora do gênero. As classes etárias jovens de *P. taeda* encontram-se distribuídas, em sua maioria, de forma agregada.

Na Área de Proteção Ambiental de Corumbataí - SP, em fragmento de Cerrado, Mahmoud et al. (2003) analisaram a ocorrência de invasão, em área circundada por plantação de *P. elliottii*. Concluíram que está havendo invasão da área estudada, ocorre da borda para o interior do fragmento e pode causar exclusão de espécies nativas se o *P. elliottii* não for retirado dos locais invadidos.

Liesenfeld e Pellegrim (2004) realizaram pesquisa no Parque Estadual de Itapuã, Viamão – RS, para diagnosticar o risco da proliferação e invasão por espécies exóticas. Encontraram 4.000 indivíduos adultos de *P. elliottii* e 30.000 a 60.000 jovens, estes últimos, até três ou quatro metros e ainda sem produção de pinhas, com expressiva colonização nas áreas de dunas e campo na beira da lagoa negra e Praia de Fora e, por consequência, diminuição do valor estético da paisagem original.

Motta *et al.* realizaram estudos na Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Retiro Branco, Poços de Caldas-MG, para avaliar o efeito da invasão de *P. elliottii* em Floresta Atlântica Montana. Concluíram que *P. elliottii* apresenta caráter invasor nos domínios da Floresta Estacional Semidecidual Montana e Altomontana e, em médio prazo, se não houver erradicação da espécie do local, será formada uma floresta com *P. elliottii* dominando o dossel superior, com alteração fisionômica da paisagem regional.

Plantas invasoras invadem igualmente cursos d'água, nascentes e áreas úmidas (WESTBROOKS, 1998 apud ZILLER, 2000).

Estudos realizados por Bradford et al. (2007), Hood e Naiman (2000), Planty-Tabacchi (1996), Richardson et al. (2007) e Stohlgren et al. (1998) concluíram que zonas ripárias de alta diversidade e produtividade são altamente vulneráveis e sensíveis à invasão por espécies exóticas (incluindo as vasculares), com alteração

das características da comunidade de nativas; devido, principalmente, à sua dinâmica hidrológica e por que rios são condutores de eficiente dispersão de propágulos.

Áreas ripárias devem ser consideradas de extrema importância por possuírem maior disponibilidade de água e por que árvores de espécies exóticas de crescimento rápido tem tendência a utilizar quase o dobro de água nestas zonas do que quando elas crescem fora destas áreas ripárias (SCOTT; LESCH, 1995, 1996 apud MORAN et al., 1999); com consumo por volta de 50 a 60 litros de água por árvore exótica por dia (DYE¹, apud MORAN et al., 1999).

Zanchetta e Diniz (2006), em estudo do processo de invasão de *P. elliottii* na Estação Ecológica de Itirapina-SP, verificaram que as áreas úmidas da unidade são as mais afetadas, havendo nestes locais alta densidade de indivíduos desta espécie invasora.

Estudos para avaliar o processo de invasão abrangem um razoável conhecimento das propriedades da comunidade alvo associadas com algum conhecimento das características funcionais das espécies que invadem e, uma descrição quantitativa da modificação do habitat é essencial para o entendimento da dinâmica e do impacto de espécies invasoras (BURKE; GRIME, 1996; CUDDINGTON; HASTINGS, 2004).

A área de estudo situa-se na Floresta Nacional de Capão Bonito. Adquirida em 1944, a antiga fazenda Itanguá viria a nomear o Parque Florestal, que possuía como finalidade principal o fomento e incentivo à produção madeireira. A partir de 1945, inicia plantios com araucária e, em 1953 passa a denominar-se Parque Florestal Getúlio Vargas. Na década de 1950, inicia extensas plantações com *P. elliottii*, atingindo atuais 2400 ha. Em 1968, passa a denominar-se Floresta Nacional (FLONA) de Capão Bonito, nome que perdura até os dias atuais (Plano de Manejo da FLONA de Capão Bonito, 2015, versão preliminar).

Na Floresta Nacional de Capão Bonito, as áreas ripárias foram afetadas pelo processo de disseminação, estabelecimento e invasão por *P. elliottii*. Para avaliar esse processo, foram realizados estudos com descrição quantitativa e qualitativa da modificação do ambiente causada pelo *Pinus*.

¹ DYE, P.J. Comunicação pessoal a V.C. Moran.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área de estudo

A localização da Floresta Nacional de Capão Bonito, no contexto nacional, estadual e municipal, segue abaixo (Figura 2):

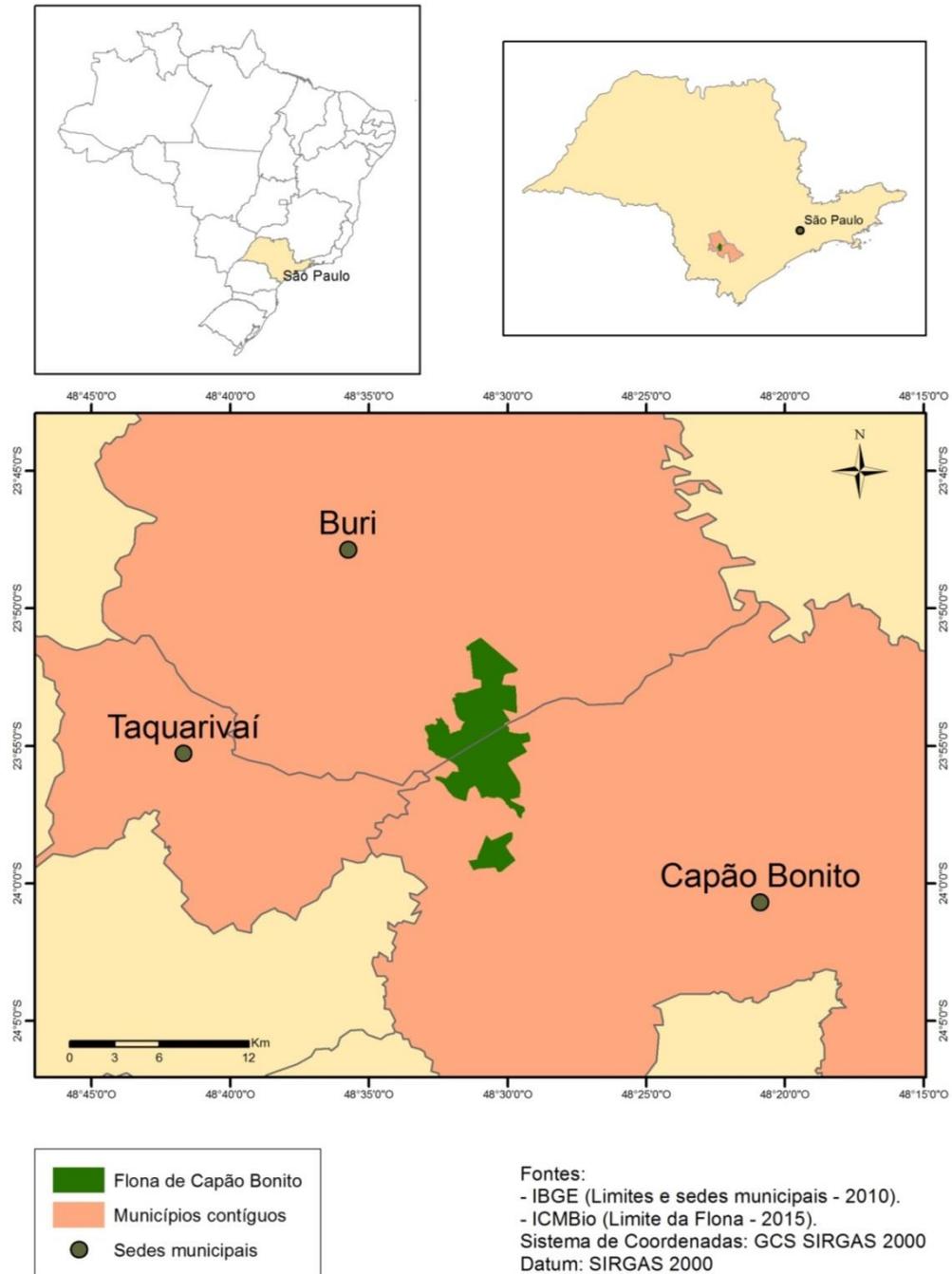


Figura 2 – Localização no Brasil, São Paulo e região
Ilustrações de Marcelo Afonso

A área do estudo localiza-se na ala leste da FLONA (Figura 3), sob influência dos talhões plantados com *P. elliotii*, em 1959, n^{os}. 119 e 120, com 40 e 42 ha, respectivamente; plantios na distância 2 x 2 m e, altura atual estimada de cerca de 25 m.



Figura 3 - Área de estudo (ala leste da FLONA) em destaque
Fonte: Google Earth

O local de realização da pesquisa situa-se em áreas ripárias (Figura 4) de dois cursos d'água, um riacho sem denominação de pequeno porte e um rio médio denominado Paranapitanga. Nessas formações ciliares ribeirinhas ocorrem diferentes fisionomias vegetais associadas a solos úmidos, permanentemente alagados, ou estabelecidas nas áreas de influência da rede de drenagem: a) florestas de galeria no riacho de pequeno porte e córrego com canal definido, b) florestas paludosas/higrófilas nas áreas brejosas nas cabeceiras de drenagem e, c) campos úmidos nas depressões brejosas sob solos com inundação ou saturação hídrica em planícies de declive suave.



Figura 4 - Polígono da área ripária e extremidades dos 15 transectos
Fonte: Google Earth

A classificação climática de acordo com Köppen é Cwa (Universidade de Campinas – CEPAGRI), a qual abrange parte central do Estado, é caracterizada pelo clima tipo mesotérmico, com chuvas no verão e verões quentes, com temperatura média do mês mais quente maior ou igual a 22°C, oscilando entre -3 °C e 18 °C nos meses mais frios (SÃO PAULO, 2007).

A probabilidade de ocorrência de temperaturas mínimas anuais abaixo de 0°C varia entre 20 a 40%, obtida através da distribuição de valores extremos (São Paulo, Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas - CIIAGRO).

O regime de precipitação, de acordo com o Atlas Pluviométrico do Brasil, entre os anos de 1977 e 2006, indica uma precipitação acumulada anual que varia entre 1.200 mm a 1.400 mm, com média anual acumulada em torno de 1.300 mm (Brasil, Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais - CPRM).

Dados obtidos da Estação Meteorológica de Capão Bonito – CIIAGRO permitem obter uma série histórica de 10 anos, que demonstra a Precipitação Acumulada Anual e Média Mensal de 2005 a 2014 (Figura 5; Figura 6, respectivamente).

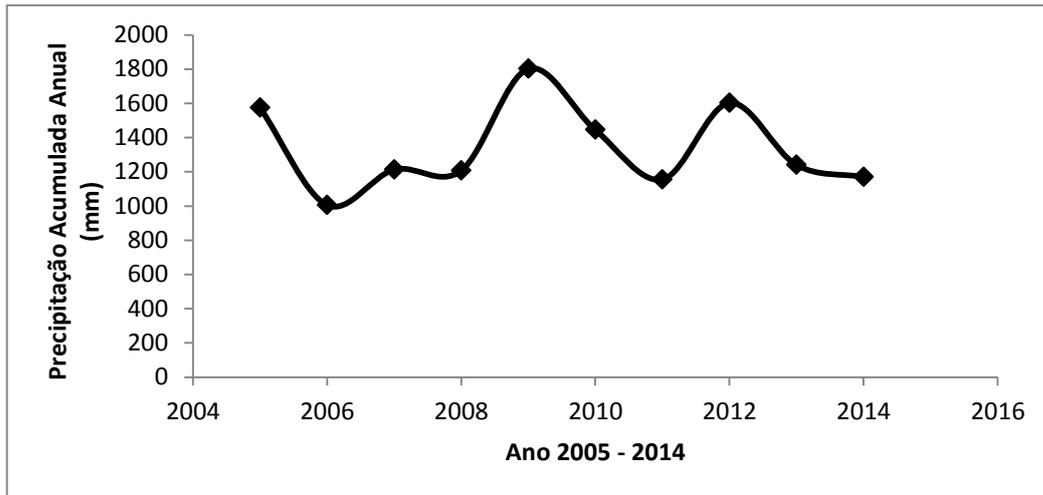


Figura 5 – Precipitação Acumulada Anual – Série de 10 anos
Fonte: CIIAGRO online – Resenha Agrometeorológica

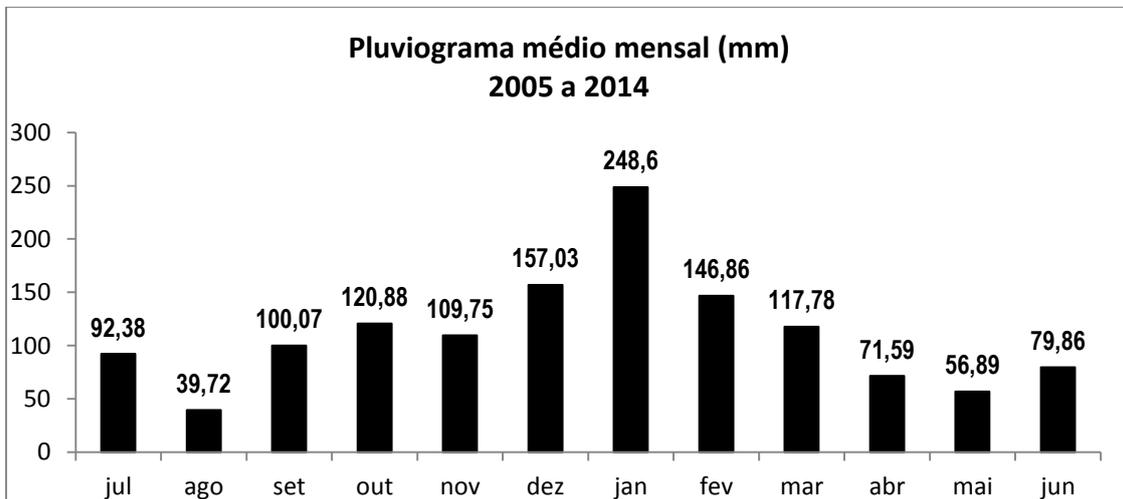


Figura 6 - Precipitação Média Mensal (10 anos)
Fonte: CIIAGO online – Resenha Agrometeorológica

A média pluviométrica mensal em 10 anos demonstra que os meses de maiores chuvas estão situados entre outubro e março, e os mais secos entre abril e setembro.

A média pluviométrica mensal também foi obtida no período da coleta de dados, entre julho de 2014 e junho de 2015 (Figura 7).

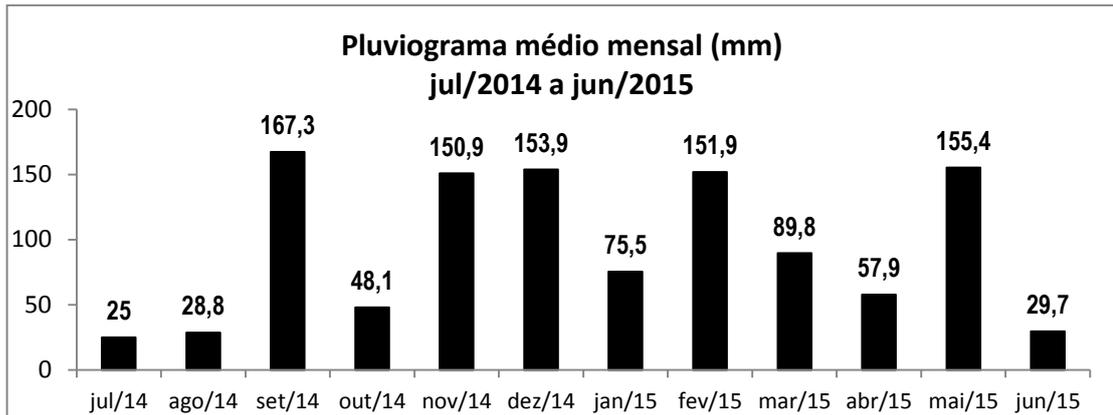


Figura 7 - Precipitação Média Mensal de julho de 2014 a junho de 2015
Fonte: CIIAGO online – Resenha Agrometeorológica

Na área da unidade, caracterizada por sua localização geográfica, a média anual da velocidade do vento varia entre 05 e 06 m/s. E a direção predominante dos ventos é SE – NO (São Paulo, Atlas eólico).

Na região da FLONA de Capão Bonito, a média da umidade relativa do ar não apresenta grandes oscilações durante o ano e, considerando a média do mês de julho, varia de índices entre 74 % e 82 % e de dezembro entre 76 % e 80 % (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2012).

A radiação solar (Kwh/m².dia) atribuída aos municípios de Buri e Capão Bonito é, respectivamente, de 4,99 e 4,5 (São Paulo, Altas de Insolação Solar Global).

O território da FLONA pertence ao compartimento de relevo denominado Depressão Paranapanema. A área da unidade apresenta-se com paisagem muito uniforme, colinas acompridadas de inclinação suave que não ultrapassam 60 metros de altura em relação ao nível do Rio Apiaí-mirim (Plano de Manejo da FLONA de Capão Bonito, 2015, versão preliminar).

A amplitude de altitude varia entre 626 e 775 m, sendo que a área leste, que margeia o rio Paranapitanga, possui as maiores classes de altitude (Plano de Manejo da FLONA de Capão Bonito, 2015, versão preliminar).

A declividade mais frequente da unidade fica entre 4° e 20°, seguida pela menor declividade entre 0° e 3°. As maiores declividades são encontradas nas áreas marginais e limítrofes dos cursos d'água, entre 9° e 20° (Plano de Manejo da FLONA de Capão Bonito, 2015, versão preliminar).

Ocorrem dois tipos de solos na FLONA, o Latossolo Vermelho, que prevalece em quase toda a unidade, e o Argissolo Vermelho Amarelo, que ocorre numa

pequena e estreita faixa de terra na parte norte da UC (IBGE/EMBRAPA, Mapa de Solos do Brasil).

A FLONA está inserida nos domínios da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema, e os principais cursos d'água que fazem interface com a unidade são, a oeste, o rio Apiaí-mirim e, a leste, o Paranapitanga (Plano de Manejo da FLONA de Capão Bonito, 2015, versão preliminar).

Desde a implantação dos talhões, com exceção dos desbastes dentro dos talhões, pouca ou nenhuma intervenção tem ocorrido na área objeto do experimento, exceto a manutenção de uma pequena via de acesso ao lado dos talhões e em interface com a área do experimento.

A implantação dos transectos, das parcelas e as coletas de dados de campo para este estudo foram conduzidas entre outubro de 2014 e maio de 2015.

3.2 Hipóteses/pressuposições e instalação do desenho amostral

3.2.1 Hipóteses/pressuposições

Para esclarecer as razões que conduziram à dispersão e à invasão de *Pinus elliotii* e, como este processo se apresenta na área de estudo, algumas pressuposições foram apresentadas.

1. Quanto mais próxima uma área estiver dos talhões, maior é a densidade de *P. elliotii* (*Pinus* com cone e *Pinus* sem cone).
2. A densidade de vegetação nativa (NAT) de DAP maior ou igual a 5 cm dificulta ou impede o estabelecimento de indivíduos de *Pinus* com cone (PCC) de DAP maior ou igual a 5 cm e vice-versa.
3. Está ocorrendo processo de recrutamento de indivíduos de *Pinus* sem cone (PSC) - (plântulas e/ou juvenis).
4. A área basal de *Pinus* (PCC) apresenta-se maior do que vegetação nativa (NAT) com a mesma ou densidade próxima.
5. A cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN) dificulta ou impede o desenvolvimento da amplitude estrutural de vegetação nativa (CCONAT).
6. A cobertura de solo (COBERT) dificulta ou impede o estabelecimento de indivíduos de *Pinus* (PCC e/ou PSC).

7. Solos com menor umidade possui maior densidade de *Pinus* (PCC e/ou PSC).
8. Áreas sob *Pinus* apresentam maior acidificação do solo (menor pH) do que aquelas sob vegetação nativa.

3.2.2 Desenho amostral

Para determinar o processo de dispersão e invasão de *P. elliottii*, foi selecionada uma área dentro dos limites ripários, ao redor dos dois talhões e, foram delimitados 15 transectos de até 100 m, distantes cerca de 50 m entre si e, perpendiculares aos talhões e aos dois cursos d'água (Figura 8). As parcelas foram instaladas em área 10 x 10m, totalizando 122 parcelas. Os transectos 01 a 11 foram instalados a partir da passagem de acesso ao lado do talhão 120, cruzam o pequeno riacho e seguem até encontrar a estrada ou atingir os 100 m; e os transectos 12 a 15 fazem um ângulo de cerca de 90° com o transecto 11 e são perpendiculares aos talhões 119 e 120 em sua menor largura e, seguem até atingir o rio Paranapitanga ou os 100 m; dentro de níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100) (Figura 08). As seguintes variáveis foram mensuradas: a) densidade, b) área basal, c) cobertura de copa (dossel), d) umidade do solo, e) cobertura da vegetação de solo até 2 m e f) altura da vegetação de solo até 2 m. Para o levantamento dos dados foi realizada amostragem sistemática.

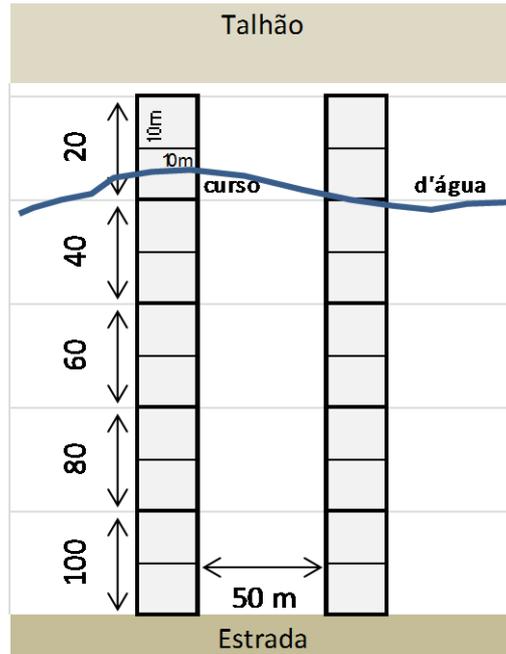


Figura 8 – Desenho representativo de implantação dos transectos (total de 15)

Ainda, dentro do polígono da área de estudo, para avaliar o pH do solo, sem considerar os níveis de distância, foram também delimitadas 20 parcelas, 10x10 m, 10 em vegetação com *Pinus* e 10 somente em vegetação nativa. Foi realizada amostragem adaptativa (utilizada em população rara e agrupada) para obtenção dos dados.

A partir dos dados (exceto pH), foram utilizados três modelos estatísticos: análises de regressão linear simples, quadrática e logarítmica, para verificar a relação funcional entre as variáveis e a adequação dos modelos aos dados em nível de significância.

Para avaliar possíveis correlações ambientais e dependência entre as variáveis (exceto pH), utilizou-se correlação de Spearman.

Para os dados de pH, foi realizada análise de variância (ANOVA) para avaliar a significância dos valores de pH entre solos sob vegetação nativa e sob *Pinus*. Complementarmente, foi realizado o teste de Tukey para verificar se as médias diferiam entre si.

3.2.2.1 Densidade e área basal

A densidade foi avaliada, em parcelas 10 x 10 m, a partir da contagem e medição de indivíduos em cada parcela, de outubro a novembro de 2014, para: a)

Pinus com cone (PCC), adulto, de diâmetro à altura do peito (DAP) \geq a 5 cm, b) *Pinus* sem cone (PSC), plântulas e juvenis com qualquer DAP e altura e, c) vegetação nativa (NAT), todo indivíduo nativo (não exótico), de DAP \geq a 5 cm. A área basal foi mensurada somente para: a) vegetação nativa (NAT) e b) *Pinus* (PCC) (Figura 9; Figura 10). Os valores obtidos foram convertidos em ind.ha⁻¹ (densidade) e em m².ha⁻¹ (área basal em hectares).



Figura 9 - Medição em vegetação nativa
Crédito fotos: Alex Miranda Ferreira (outubro/2014)



Figura 10 - Medição em *Pinus*

3.2.2.2 Cobertura de copa (dossel)

A cobertura de copa/dossel foi realizada em cada parcela, em dezembro de 2014, para *Pinus* (CCOPIN), plantas nativas (CCONAT) e área 'sem cobertura de copa' (SEMCCO) (Figura 11). Neste estudo, a cobertura de copa deve ser entendida como a proporção do céu encoberta pela vegetação quando visualizada de um ponto simples. Utilizou-se densiômetro esférico convexo (LEMMON, 1956), composto de um espelho convexo com 24 quadrados delimitados na superfície. Os procedimentos para leitura seguem adaptação indicada por Strickler (1959) (Figura 12; Figura 13) que reduz duplicação (sobrestimativa) na área observada, evita contagem imaginária dos pontos, aumenta facilidade de uso e padronização entre usuários; onde, das 37 intersecções presentes nos quadrados, somente 17 são utilizadas, o que aumenta o ângulo de visão e possibilita maior sucesso na leitura. O densiômetro é nivelado a 1,00 m do solo e; realizadas quatro leituras, uma em cada direção cardinal: norte, sul, leste e oeste. Para cada tipo de variável, realizou-se a média das quatro leituras, dividiu-se por 17 e multiplicou-se por 100, resultando na estimativa de cobertura em porcentagem.



Figura 11 - Leitura com densiômetro



Figura 12 - Densiômetro com adaptação conforme Strickler (1959)

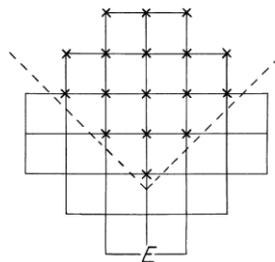


Figura 13 - Modelo de densiômetro esférico evidenciando os 17 pontos de observação e a posição de reflexão dos olhos, quando da realização da leitura direcional

Fonte: Strickler (1959)

x – ponto de observação

E – posição padrão de reflexão dos olhos

3.2.2.3 Umidade do solo

As condições de umidade de solo foram verificadas, em cada parcela, tomando-se cinco avaliações por parcela, nos meses de dezembro/2014 e janeiro/2015 e, maio de 2015, representando o período de maior e menor chuva, respectivamente (Figura 14; Figura 15; Figura 16). Os registros foram conduzidos conforme indicado em Prata, Pinto e Assis (2011), seguindo três categorias qualitativas visuais: (1) solo seco (SS): ausência de saturação, (2) solo saturado superficialmente (SSS): encharcado, (3) solo inundado (SI): sob lâmina d'água. Os valores foram transformados em frequência de ocorrência simples relativa percentual para cada característica observada.

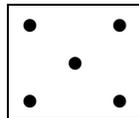


Figura 14 – Pontos de amostragem de umidade em cada parcela



Figura 15 - Umidade (ponto amostral seco)



Figura 16 - Umidade (ponto amostral úmido)

3.2.2.4 Cobertura e altura da vegetação de solo

A cobertura da vegetação de solo até 2 m (COBERT) foi avaliada em março de 2015, em cada parcela, em três áreas de 1x1 m, equidistantes da diagonal de cada parcela (Figura 17). Para cada área amostral foram realizadas duas leituras, uma leitura para cada observador, por estimativa visual, atribuindo-se uma nota em porcentagem de 0 a 100 % (Figura 18). Foi obtida a média dos dois observadores em cada área amostral, somadas as três e retirada nova média, que foi a avaliação em porcentagem de cobertura de solo de cada parcela. Também foi tomada a maior

altura da vegetação de solo até 2 metros (ALT) dentro de cada área amostral e obtida a média das três para cada parcela.

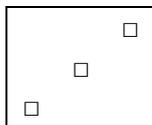


Figura 17 - Áreas de amostragem de cobertura de solo em cada parcela



Figura 18 - Amostragem de cobertura de solo
Crédito da foto: Alex Miranda Ferreira (março/2015)

3.2.2.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

Para verificação do pH, em abril de 2015, foram delimitadas 20 parcelas de 10x10 m, sendo 10 em vegetação somente de nativas (NAT) e 10 em *Pinus* (PIN), independentes da distância do talhão. Tomou-se a precaução de realizar as parcelas com nativas distantes, pelo menos, 10 metros de qualquer indivíduo de *Pinus* ou de qualquer área que pudesse ter acículas em seu interior; para evitar interferência nas leituras de pH. As parcelas de *Pinus* foram escolhidas nas áreas com alta cobertura de acículas, entre cinco e 15 cm de espessura.

Dentro de cada parcela, retirou-se a serapilheira e a cobertura vegetal em decomposição como folhas e galhos e extraiu-se o solo com trado holandês inoxidável (Figura 19; Figura 20), em profundidade até 20 cm, em quatro pontos cardeais e ao centro (Figura 21), num total de cinco subamostras. Foram então colocadas em balde plástico e homogeneizadas; extraiu-se uma amostra composta de cerca de 500 g, que foi acondicionada em saco plástico e, devidamente identificada e colocada para secar.



Figura 19 - Extração do solo sob vegetação nativa



Figura 20 - Extração do solo sob *Pinus*

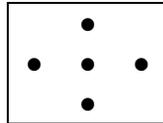


Figura 21 – Pontos de amostragem de solo em cada parcela

Após secagem ao ar na sombra, o solo foi destorroado e peneirado, em malha plástica menor de 2 mm. Conforme indicado em EMBRAPA (2011), a medição do pH foi realizada em maio de 2015, eletronicamente com pHmetro (calibrado) e eletrodo combinado, em solução de cloreto de cálcio (CaCl_2) 0,01 M, na proporção de 1:2,5 (Solo: CaCl_2). Para cada amostra utilizou-se 10 ml de solo que foi colocado em 25 ml de CaCl_2 e misturado, agitado por 30 segundos, deixado em repouso por uma hora. Agitou-se novamente a amostra e mergulhou-se o eletrodo do pHmetro na suspensão homogeneizada e procedeu-se a leitura do pH da solução.

O solo restante de cada amostra composta de cada parcela (cerca de 330 g) foi então acondicionado em saco plástico limpo e sem uso e, devidamente identificado para possível verificação e análise posterior.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Densidade

Os resultados (Figura 22) revelaram densidade (D) que variou de 878 a 1733 ind.ha⁻¹ para vegetação nativa DAP ≥ 5 cm (NAT), de 107 a 333 ind.ha⁻¹ para *Pinus* com cone DAP ≥ 5 cm (PCC), de 44 a 347 ind.ha⁻¹ para *Pinus* sem cone qualquer DAP e altura (PSC).

A maior densidade de *Pinus* (PCC + PSC) encontra-se na distância mais próxima da plantação (0 a 20 m) (Densidade = 497), seguida da maior distância (+80 a 100 m) (Densidade = 377). A densidade média total de *Pinus* (PCC + PSC) considerando todas as parcelas foi de 335 ind.ha⁻¹.

Ao se analisar a densidade de *Pinus* separadamente, tem-se a maior densidade de PCC na maior distância (+80 a 100 m) (Densidade = 333), e de PSC na menor distância (0 a 20 m) (Densidade = 347).

A maior densidade de PCC (333) está na ocorrência de menor densidade de NAT (878) e ocorre na maior distância (+80 a 100 m) e vice versa, na maior densidade de NAT (1733), ocorre menor densidade de PCC (107) e ocorre na distância intermediária (+40 a 60 m).

A densidade média (Tabela 2) entre todas as parcelas foi de 1476 ind.ha⁻¹ para vegetação nativa, de 178 ind.ha⁻¹ para *Pinus* com cone (PCC) e de 157 ind.ha⁻¹ para *Pinus* sem cone (PSC).

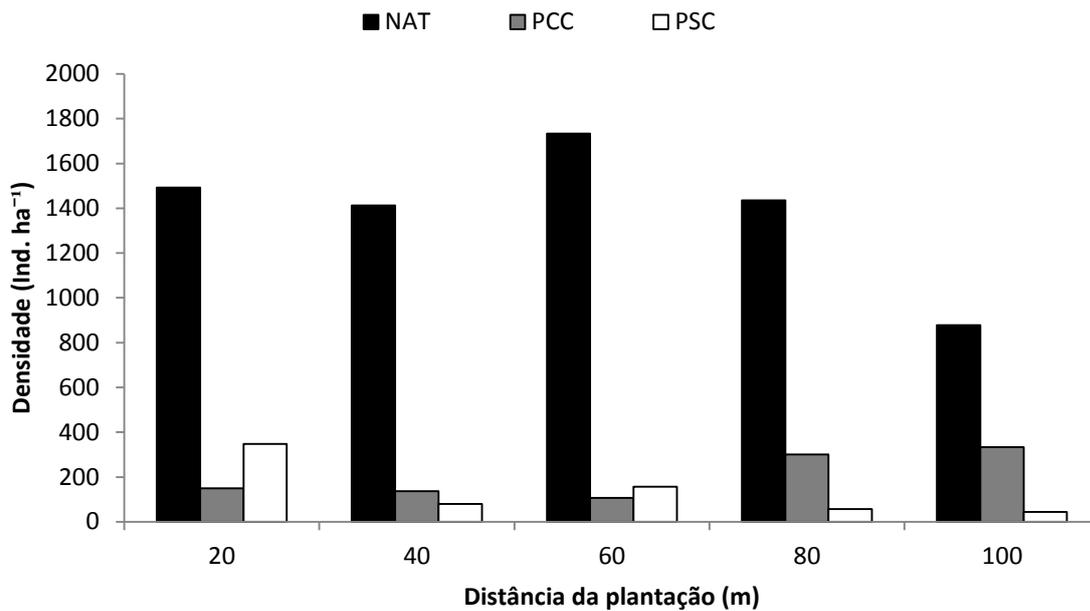


Figura 22 – Densidade de vegetação nativa (NAT de DAP ≥ 5 cm), *Pinus* com cone (PCC de DAP ≥ 5 cm) e *Pinus* sem cone (PSC de qualquer diâmetro e altura) dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100)

Os resultados demonstram a invasividade de *Pinus elliottii* em todos os níveis de distância (Figura 22). *P. elliottii* é espécie conhecida por ser altamente invasora, principalmente, em áreas de Cerrado, Campos Naturais, e a maioria de Florestas de Araucária secundárias e degradadas (ALMEIDA, 2010; SIMBERLOFF et al., 2010; ZENNI; ZILLER, 2011).

Entretanto, em áreas florestais que passaram por algum tipo de alteração passada ou presente, natural ou antrópica, com abertura de clareiras em maior ou menor nível, as condições ambientais se tornam altamente propícias para o estabelecimento e invasão pelo *Pinus*, espécie heliófila, que depende de luz para seu desenvolvimento.

A abundância de plantas exóticas é negativamente relacionada com a distância das primeiras introduções ou recursos de propágulos (ELTON, 1958 apud PAUCHARD; CAVIERES; BUSTAMANTE, 2004).

Corroborou-se a hipótese¹ (um) de que a maior densidade de *Pinus* (PCC + PSC) ocorre na distância mais próxima do plantio (0 a 20 m), resultado já esperado, onde a chuva de sementes é mais intensa, devido à proximidade com a borda do talhão, diminui nas duas faixas de distâncias seguintes. Volta a crescer nas duas

últimas faixas (+60 a 80 m e +80 a 100 m), em oposto à expectativa e contrariando estudos de Bourscheid e Reis (2010) e Mahmoud et al. (2003), com *P. elliottii*, que verificaram maior densidade próxima à borda e decresceu conforme aumentou a distância. Entretanto, Gilbert e Lechowicz (2005), com pesquisa entre distância e similaridade ambiental, encontraram que a riqueza de espécies exóticas aumentou em função da distância da reserva natural.

Na área de estudo, isso pode ser explicado, possivelmente, por distúrbios devido a causas naturais ou ao histórico de perturbação antrópica, antes ou no transcorrer da implantação dos talhões.

Estudos realizados na Austrália por Williams e Wardle (2009), com *P. radiata*, verificaram que mais do que 90% das bordas das plantações são altamente invadidos. Na maioria dos locais a dispersão ocorreu dentro de 200 m, com diversos registros de dispersão a 2 km e o mais longo na distância de 10 km.

As variações de densidade entre vegetação nativa (NAT) e *Pinus* (PCC) são superiores aos resultados encontrados por Zenni e Simberloff (2013), em pesquisa na Floresta de Araucária no Sul do Brasil, encontraram densidade de *P. elliottii* variando de 33 a 133 plantas.ha⁻¹ (plantas maiores que 0,5 m), com média de 64. E, são inferiores aos verificados por Menon e Carvalho (2012), em estudo no Campus da Universidade Federal de Juiz de Fora, com *P. elliottii*, em ambiente aberto e fechado, encontraram densidade (estrato arbóreo, DAP ≥ 5 cm) de 667 e 1068 ind.ha⁻¹, respectivamente.

Na Floresta Nacional de Capão Bonito, Brassiolo (1988) realizou pesquisa com regeneração natural de *P. elliottii*, sob povoamento da mesma espécie (contagem de todas as plantas, independentes de altura e DAP): a) em área limpa por roçagem, b) com sub-bosque e, c) em área aberta. Encontrou densidade de 572.800 ind.ha⁻¹ embaixo do talhão limpo por roçagem, 12.600 ind.ha⁻¹ no mesmo talhão em área com sub-bosque de vegetação nativa (sem roçagem) e 22.200 ind.ha⁻¹ de *P. elliottii* regenerante em área aberta.

Observa-se que o incremento de vegetação nativa (NAT) diminui a abundância de *Pinus* (PCC), porém não impede seu estabelecimento, inclusive com o recrutamento de plântulas e juvenis (PSC). E, ao contrário, maior densidade de *Pinus* (PCC) dificulta o estabelecimento de nativas (NAT), confirmando as hipóteses 2 (dois) e 3 (três) desta pesquisa.

Estes resultados são corroborados por Zenni e Simberloff (2013), em pesquisa de disseminação de *P. elliotii*, comprovaram que a densidade de *P. elliotii* diminui com o aumento da densidade de floresta nativa.

Para a área ripária deste estudo, o grau de invasividade se confirmou, com presença de *P. elliotii* (PCC + PSC) em todos os níveis de distância e expressiva densidade (335 ind.ha⁻¹). Esses valores são inferiores aos encontrados por Almeida et al. (2010) que constataram densidade de 1704 ind.ha⁻¹ de *P. elliotii* (altura ≥ 15 cm) em um campo sujo úmido na Estação Ecológica de Itapeva-SP.

E ainda, por Peña et al. (2008) cujas pesquisas no Chile, com *Pinus contorta*, avaliaram a densidade (com cones e sem cones, contagem de todos os indivíduos, qualquer DAP e altura) em relação à distância da plantação e, encontraram a densidade média para a área de 1600 ind.ha⁻¹ e que a densidade diminuiu da plantação original de 2500 para 150 ind.ha⁻¹.

Neste estudo, a permanência de elevada densidade de *P. elliotii* leva à competição por umidade e nutrientes e, além disso, a população de *P. elliotii* disseminada para a área ripária apresenta um elevado estoque de plântulas e juvenis (PSC), com recrutamento em todos os níveis de distância. Esta situação demonstra capacidade de autoperpetuação na área, por substituição aos indivíduos senis e fenechos. Ainda, o processo de invasão tende a aumentar e se tornar mais grave no decorrer do tempo, sem medidas de controle e erradicação.

O modelo logarítmico se ajustou melhor aos dados de densidade de vegetação nativa (NAT) quando comparado com os modelos de regressão simples e quadrática. A análise de variância demonstrou diferença significativa ($P = 0,0193$) dentro dos níveis de distância e foram fornecidos o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,0448$), valor intercepto ($\beta_0 = 9,63160$) e coeficiente da equação ($\beta_1 = 0,84011$). Já para a densidade de *Pinus* com cone (PCC) e *Pinus* sem cone (PSC), a análise de variância não demonstrou resultado significativo, inclusive nos outros dois modelos.

O gráfico de limite de confiança, precisão e resíduo (95 %) para densidade (D) de vegetação nativa (NAT) nos diferentes níveis de distância (DIST), no modelo logarítmico, é demonstrado abaixo (Figura 23).

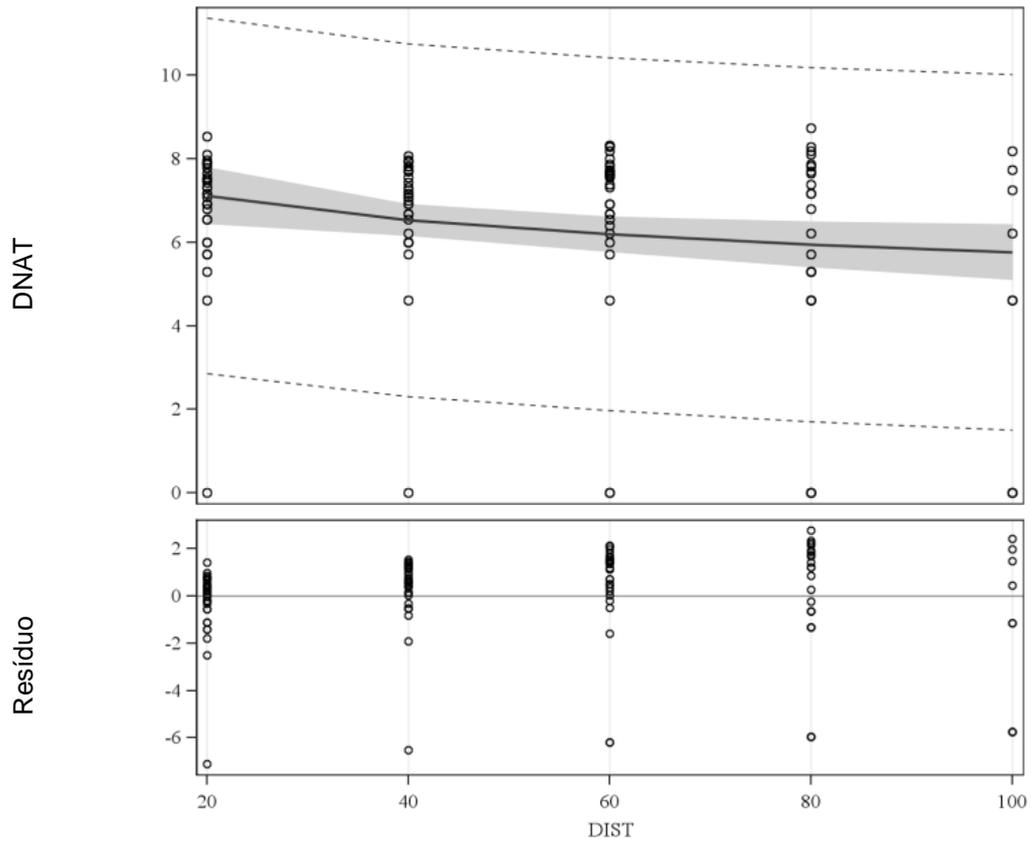


Figura 23 – Limite de confiança, previsão e resíduo para densidade de vegetação nativa

Os resultados médios dos atributos estudados (exceto pH) estão apresentados na Tabela 2 e são detalhados nos resultados específicos das variáveis, na sequência.

Tabela 2 – Valores médios de densidade, área basal, cobertura de copa, umidade, cobertura da vegetação de solo e altura da vegetação de solo, dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100) e média geral desses parâmetros para todo o experimento (122 parcelas)

Níveis de distância (m)	Densidade (ind.ha ⁻¹)			Área basal (ind.ha ⁻¹)		Cobertura de copa (%)			Umidade (%)			Cobertura de solo (%)	Altura da vegetação de solo (cm)	
	DIST	NAT	PCC	PSC	NAT	PCC	CCONAT	CCOPIN	SEMCCO	SS	SSS	SI	COBERT	ALT
20	1493	150	347	17,00	21,05	72,16	25,74	2,11	82,34	9,50	8,17	16,33	107,43	
40	1413	137	80	16,55	16,77	67,06	23,24	9,71	39,34	25,84	34,84	30,11	110,14	
60	1733	107	157	22,07	11,56	72,60	15,88	11,57	57,17	19,17	23,67	28,28	107,92	
80	1435	300	57	19,80	22,33	64,20	22,57	13,23	81,52	2,61	15,87	30,94	128,39	
100	878	333	44	6,87	19,52	42,32	38,73	18,95	75,56	6,11	18,33	26,30	110,15	
MÉDIA GERAL DO EXPERIMENTO (122 PARCELAS)														
Média	1476	178	157	17,92	17,79	67,31	23,06	9,64	64,81	15,03	20,16	26,15	112,37	

4.2 Área basal

Constatou-se área basal (AB) de *Pinus* com cone (PCC) maior que vegetação nativa (NAT) em quase todos os níveis de distância (Figura 24), exceto para o nível de distância intermediário (+40 a 60 m). Variou de 6,87 a 22,07 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para NAT e de 11,56 a 22,33 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para PCC.

A maior AB de *Pinus* com cone encontra-se na distância +60 a 80 m e a menor no nível intermediário de distância, onde está situada a maior AB de vegetação nativa. A menor AB de vegetação nativa está situada no último nível de distância (+80 a 100 m).

A média da área basal (Tabela 2) em todas as parcelas foi de 17,92 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para vegetação nativa (NAT) e, 17,79 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para *Pinus* com cone (PCC).

A proporção da média de AB de *Pinus* em relação à de vegetação nativa é de, aproximadamente, 1:1 (17,79:17,92), embora a densidade de *Pinus* (PCC) seja, basicamente, 8 (oito) vezes menor que de vegetação nativa, respectivamente (178:1476).

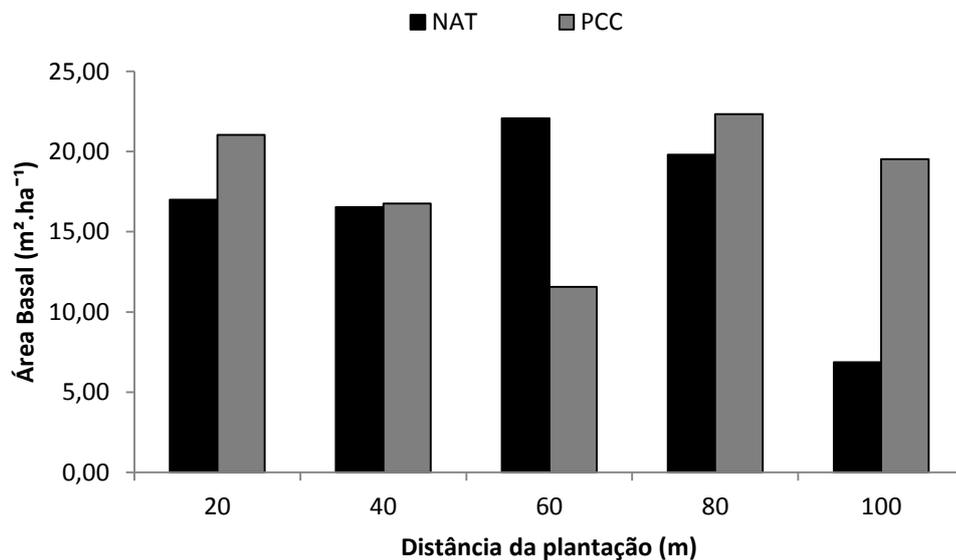


Figura 24 – Área Basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) de vegetação nativa (NAT de DAP ≥ 5 cm), *Pinus* com cone (PCC de DAP ≥ 5 cm) dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100)

Os dados de área basal obtidos (Figura 24) são inferiores aos registrados por Zurita et al. (2006), em estudo na Floresta Atlântica da Argentina, que encontraram área basal (indivíduos DAP > 10 cm) para floresta nativa e *Pinus* sp., cujos valores variaram de 33 a 51 m².ha⁻¹ (média = 39) e 35 a 46 m².ha⁻¹ (média = 37), respectivamente. E, também foram inferiores aos valores encontrados por Abreu e Durigan (2011), em área de Cerrado, cuja área basal média verificada, para *P. elliottii* (DAP > 5 cm), foi de 26,44 m².ha⁻¹. Portanto, os valores obtidos foram mais próximos deste último estudo com DAP semelhante.

Em povoamentos implantados, com base em amostras de contagem angular e pela análise de tronco, Tonini (2000) verificou área basal de *Pinus*, entre 21,50 e 40,80 m².ha⁻¹ e, conforme Flauch (2007), em povoamentos de *P. elliottii*, aos 40 anos, área basal acima de 17 m².ha⁻¹ resulta em crescimento próximo ao máximo.

Portanto, a área basal média de *Pinus* com cone (PCC) revelada neste estudo (17,79) está próxima aos valores encontrados em plantios florestais e com valores de crescimento máximo. Scholes e Nowicki (1998) esclarecem que em plantações comerciais de *Pinus* spp., altas taxas de crescimento e incremento de biomassa, levam a expressivas reduções no conjunto total de nutrientes do solo.

Pesquisa realizada por Holder (2000), em cinco áreas de distribuição natural de *P. elliottii* (DAP > 5 cm), idade de 27 a 64 anos, no sudeste dos Estados Unidos, obteve área basal variando de 15,1 a 25,4 m².ha⁻¹ (média = 18,3); valores similares aos encontrados neste estudo, demonstrando a adaptação da espécie em áreas invadidas em comparação com sua área natural de distribuição geográfica.

Os resultados deste estudo demonstram que a AB de *P. elliottii* apresenta-se cerca de oito vezes maior do que a AB de vegetação nativa com densidade próxima ou igual a de *P. elliottii*, confirmando a hipótese 4 (quatro).

Fica demonstrado que os resultados deste estudo são condizentes aos encontrados em plantios comerciais, indicando elevado desenvolvimento e aproveitamento de umidade e nutrientes, e que leva a forte competição e influência sobre a vegetação nativa.

A análise de variância demonstrou que os modelos ajustados não foram significativos para área basal de vegetação nativa e de *Pinus* dentro dos níveis de distância, como ex.: no modelo de regressão logarítmica tem-se para nativas (NAT) (F = 2,74; P = 0,1002) e *Pinus* (PCC) (F = 0,02; P = 0,8983), demonstrando que não

há relação entre área basal e níveis de distância, ou seja, não existe diferença no desenvolvimento e desempenho do *Pinus* baseado na distância.

4.3 Cobertura de copa (dossel)

Os resultados obtidos dentro dos níveis de distância expressam a porcentagem de cobertura de copa (CCO), valores que variam de 42,32 a 72,60 % para plantas nativas (CCONAT), de 15,88 a 38,73 % para *Pinus* (CCOPIN) e, de 2,11 a 18,95 % para 'sem cobertura de copa' (SEMCCO) (Figura 25).

No nível intermediário de distância (+40 a 60 m), ocorre maior porcentagem de cobertura de copa de plantas nativas, exatamente na presença de menor porcentagem de cobertura de copa de *Pinus*; e no último nível de distância (+80 a 100 m) ocorre o inverso.

A média de cobertura de copa (Tabela 2) em todas as parcelas foi de 67,31 % para plantas nativas (CCONAT), 23,06 % para *Pinus* (CCOPIN) e 9,64 % para 'sem cobertura de copa' (SEMCCO).

A maior cobertura de copa de *Pinus* ocorre no último nível de distância e está associada a mais baixa de plantas nativas e maior abertura de copa (SEMCCO).

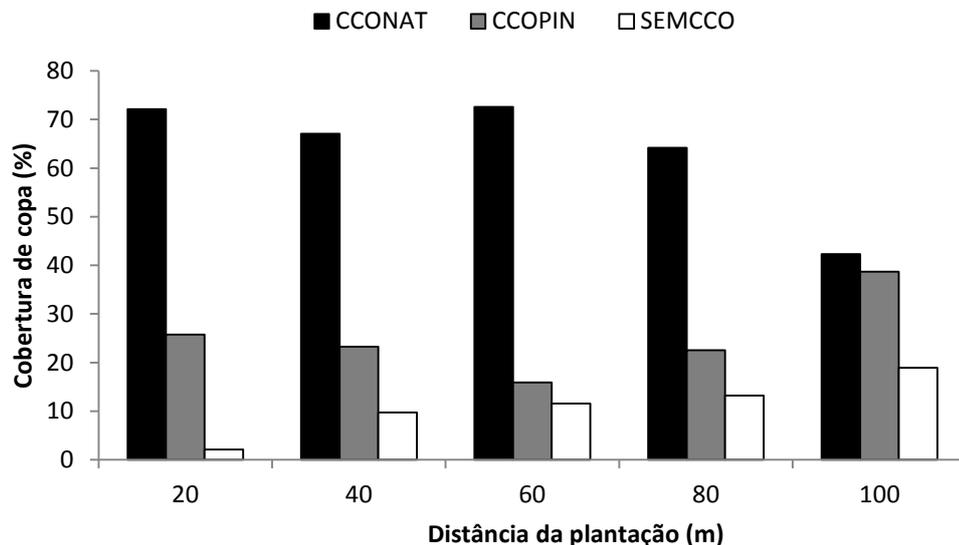


Figura 25 – Cobertura de copa (%) de plantas nativas (CCONAT), *Pinus* (CCOPIN) e 'sem cobertura de copa' (SEMCCO); dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100)

Pinus elliottii é espécie considerada heliófila e os resultados de cobertura de copa (Figura 25) demonstram que no último nível de distância (maior entrada de luz próximo à borda) em que ocorre maior abertura de copa (SEMCCO) (menor sombreamento) e menor cobertura de copa de plantas nativas, é exatamente onde ocorre a maior cobertura de copa de *Pinus*, indicando que os espaços dos estratos superiores ocupados por *Pinus* inibiram a ocupação deste nível estrutural por plantas nativas, confirmando a hipótese 5 (cinco) deste estudo.

Richardson et al. (1994) apud Williams e Wardle (2007) tem atribuído que vegetação com coberturas de dossel maiores do que 80 % limitariam a dispersão de *Pinus*, em concordância com os resultados deste estudo, no qual, maior cobertura de plantas nativas (72,60 %) conduziu a menor cobertura de *Pinus* (15,88 %), mas não impediu sua presença. Em Floresta Atlântica da Argentina, Zurita et al. (2006), encontraram média de cobertura de dossel de 61 % para plantas nativas e de 44 % para plantação de *P. elliottii*; portanto, corroborando os resultados deste estudo, com dados semelhantes para plantas nativas (67,31 %) e valores inferiores para *Pinus* (23,06 %), pois este estudo trata de dispersão sobre área natural e não plantação. E Prata et al. (2011), em floresta ribeirinha, verificaram que o dossel da vegetação apresentou abertura (sem cobertura) entre 6,2 % a 16,9 % com média de 9,59 %, corroborando com os dados (9,64 %) da área ripária deste estudo.

O modelo logarítmico foi o que melhor se ajustou aos dados de cobertura de copa de plantas nativas (CCONAT) em relação aos modelos de análise de regressão simples e quadrática. A análise de variância demonstrou diferença significativa ($P = 0,0491$) dentro dos níveis de distância e foram fornecidos o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,0319$), valor de intercepto ($\beta_0 = 5,23567$) e coeficiente da equação ($\beta_1 = -0,34145$). Já para cobertura de *Pinus* (CCOPIN) e 'sem cobertura de copa' (SEMCCO), a análise de variância mostrou que os parâmetros dos modelos não obtiveram resultado significativo para essas variáveis, inclusive nos outros dois modelos estatísticos.

O gráfico de limite de confiança, precisão e resíduo (95 %) para CCONAT nos diferentes níveis de distância (DIST), no modelo logarítmico, é demonstrado abaixo (Figura 26).

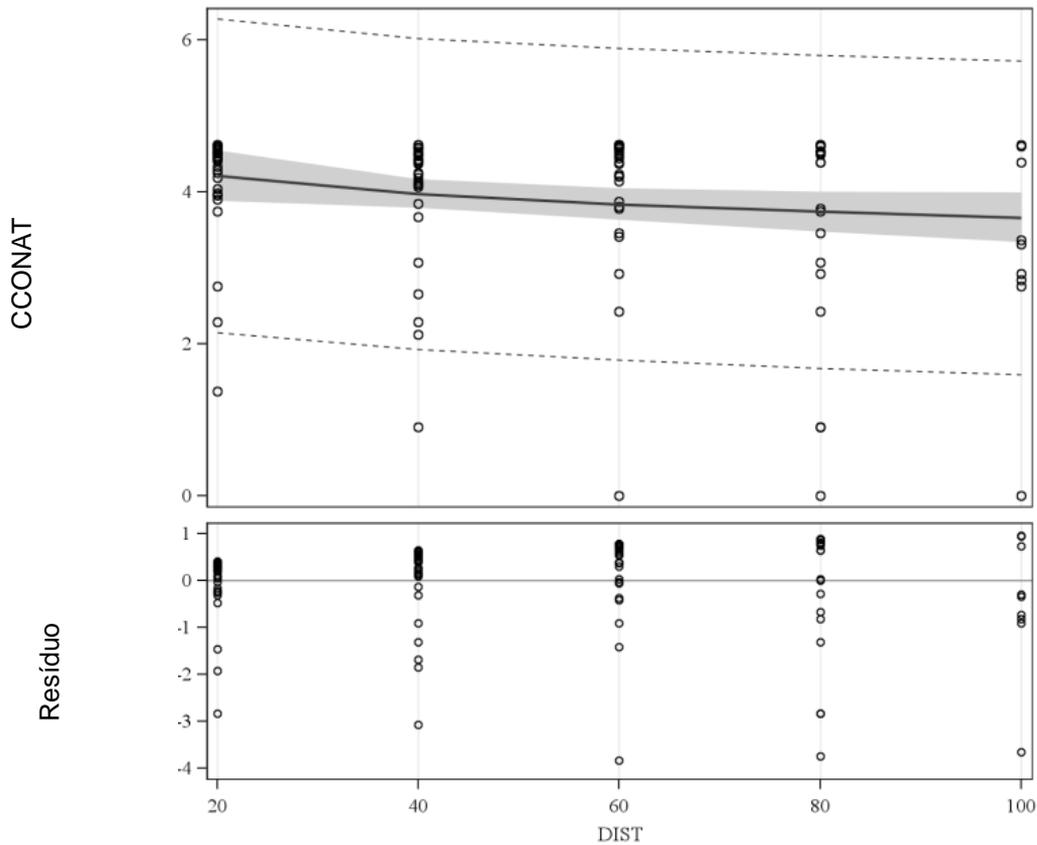


Figura 26 – Limite de confiança, previsão e resíduo para cobertura de copa de plantas nativas

4.4 Umidade do solo

Os resultados obtidos dentro dos níveis de distância (Figura 27) expressam a frequência de umidade (%), considerando a média do período chuvoso e seco, com valores que variam de 39,34 a 82,34 % para solo seco (SS), de 2,61 a 25,84 % para solo saturado superficialmente (SSS) e de 8,17 a 34,84 % para solo inundado (SI).

As informações geradas demonstram que os maiores valores de frequência de ocorrência de solo seco (SS) estão presentes na distância de 0 a 20 m e os menores na de +20 a 40 m, exatamente o oposto para solo inundado (SI). Já solo saturado superficialmente possui maior ocorrência na distância de +20 a 40 m e menor +60 a 80 m. Maior ocorrência de SSS e SI na distância de +20 a 40 m se deve a este nível estar, em média, nas margens do curso d'água.

A média de frequência de umidade (%) (Tabela 2) em todas as parcelas foi de 64,81 % para solo seco (SS), 15,03 % para solo saturado superficialmente (SSS) e de 20,16 % para solo inundado (SI).

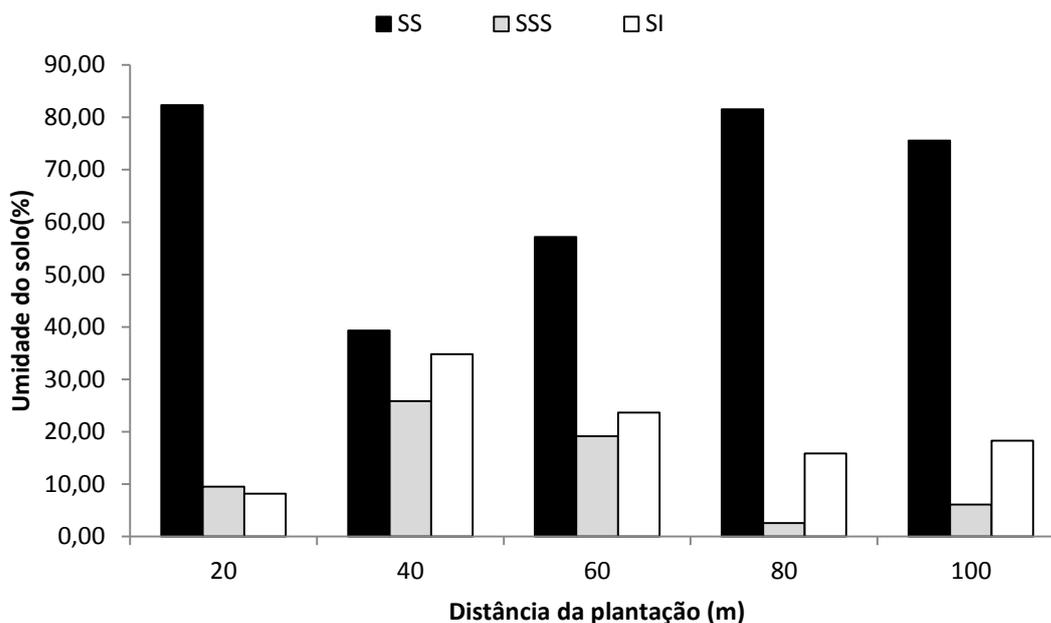


Figura 27 – Frequência de ocorrência de umidade do solo (%) entre solo seco (SS), solo saturado superficialmente (SSS) e solo inundado (SI); dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100)

Os resultados mostram que solo seco (média = 64,81) prevaleceu sobre solo saturado superficialmente (média = 15,03) e solo inundado (20,16) em todos os níveis de distância (Figura 27). Isto se deve devido ao SSS e SI ocorrerem somente nas áreas úmidas e encharcadas da zona ripária estudada, dentro da zona de interflúvio dos cursos d'água.

Em Campo Verde – MT, Farias et al. (2012) encontraram valores de umidade em fragmento de mata ciliar (15 %), em margem de curso d'água (23,2 %) e unidade de restauração (8,9 %), maior umidade ao longo do curso d'água é explicado pela existência de microclima favorável, onde vegetação promove um maior controle da radiação solar, do vento e da umidade do ar, resultados corroborados por este estudo.

A análise de variância demonstrou que os modelos ajustados dentro dos níveis de distância para umidade do solo SS (solo seco), SSS (solo saturado superficialmente) e SI (solo inundado) não se mostraram significativos nos três modelos de análise de regressão, como ex.: no modelo de regressão logarítmica tem-se para SS ($F = 0,96$; $P = 0,3288$), SSS ($F = 0,43$; $P = 0,5142$), SI ($F = 0,01$; $P = 0,9137$).

4.5 Cobertura e altura da vegetação de solo

Os resultados de cobertura da vegetação de solo até 2 m indicam variação de 16,33 a 30,94 % (COBERT) e, de 107,43 a 128,39 cm para altura da vegetação de solo até 2 m (ALT) (Figura 28).

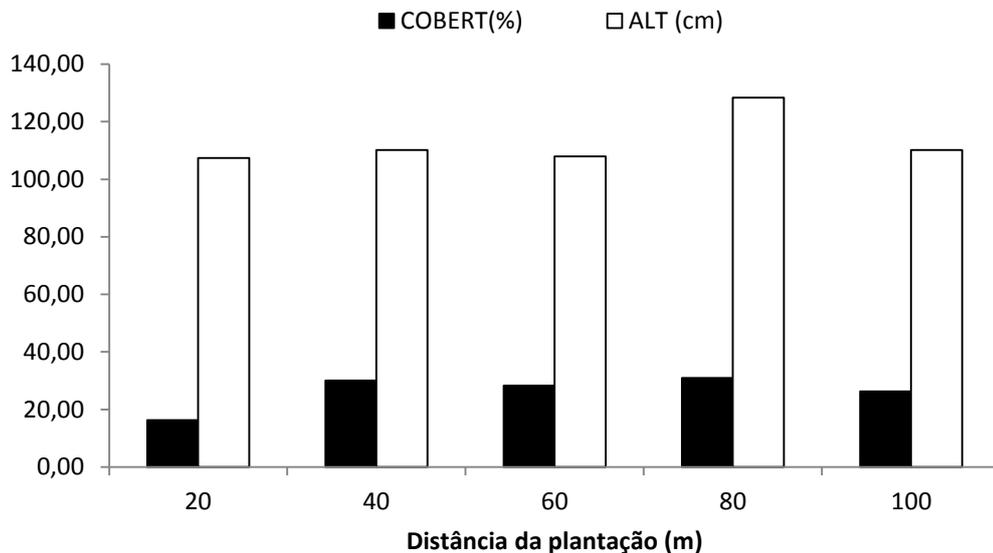


Figura 28 – Cobertura da vegetação de solo até 2 m (COBERT) (%) e altura da vegetação de solo até 2 m (ALT) (cm); dentro dos níveis de distância: 0 a 20 m (20), +20 a 40 m (40), +40 a 60 m (60), +60 a 80 m (80) e +80 a 100 m (100)

A menor cobertura da vegetação de solo até 2 m (COBERT) está presente na distância de 0 a 20 m (16,33 %) e a maior COBERT na de +60 a 80 m (30,94 %); associadas a menor altura de vegetação de solo até 2 m (ALT) (107,43 cm) e maior (128,39 cm), respectivamente.

Os resultados revelam que os índices de cobertura e altura da vegetação de solo até 2 m estão relacionados e, onde ocorre maior cobertura de solo, há também maior altura da vegetação de solo e vice-versa.

A média de COBERT (%) (Tabela 2) em todas as parcelas foi de 26,15 % e de ALT, de 112,37 cm.

O modelo logarítmico de análise estatística se ajustou melhor aos dados de cobertura de vegetação de solo até 2 m (COBERT) e a análise de variância demonstrou diferença significativa ($P = 0,0391$) dentro dos níveis de distância. Foram fornecidos o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,0350$), valor de intercepto ($\beta_0 = 2,16627$), e coeficiente da equação ($\beta_1 = 0,23127$). Já para altura da vegetação

(ALT), a análise de variância não obteve resultado significativo para os modelos ajustados.

O gráfico de limite de confiança, precisão e resíduo (95 %) para COBERT, nos diferentes níveis de distância (DIST), no modelo logarítmico, é demonstrado abaixo (Figura 29).

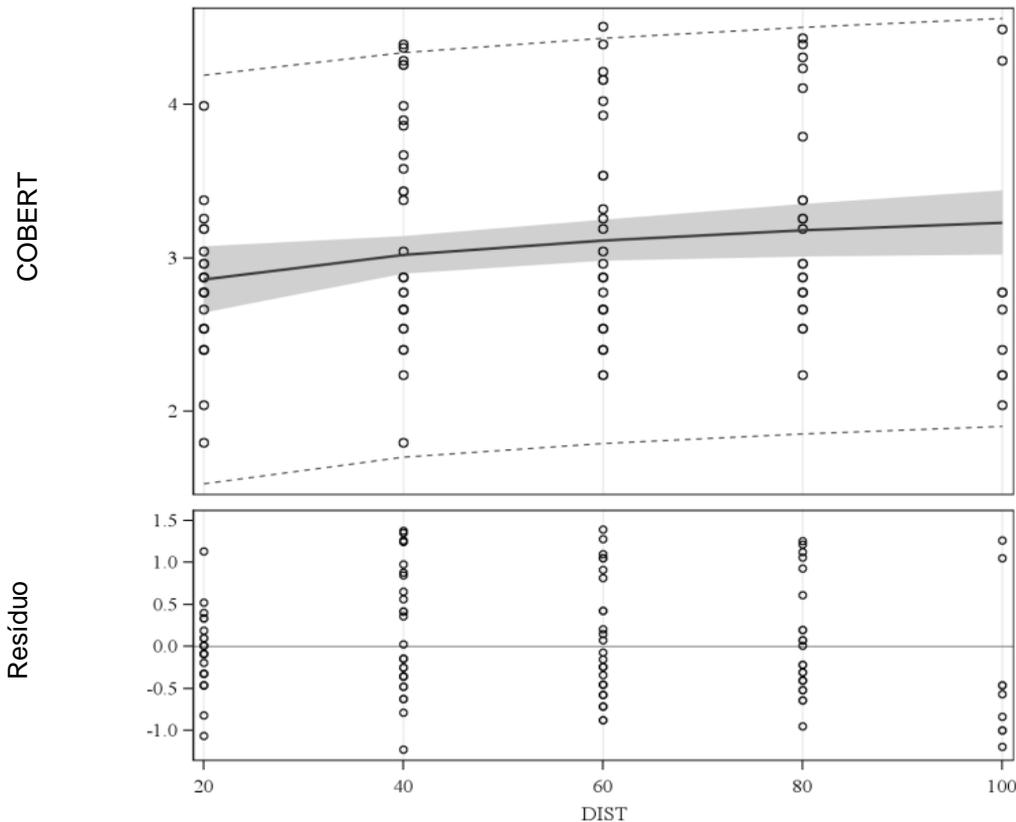


Figura 29 – Limite de confiança, previsão e resíduo para cobertura da vegetação do solo até 2 m

4.6 Correlações entre *Pinus* e as variáveis dentro dos níveis de distância estudados

Para avaliar possíveis relações ecológicas da espécie (*P. elliottii*) com o meio, as variáveis foram relacionadas entre si, por meio de correlações de Spearman, dentro do nível de confiança de 95 % ($\alpha = 0,05$). Todas as análises foram realizadas no programa estatístico SAS (Statistical Analysis System) versão 9.3.

A análise de correlação de Spearman (r_s), (Tabela 3), demonstrou que todos os parâmetros estudados revelaram não possuir diferenças significativas dentro dos

níveis de distância (DIST). Ficou comprovado não haver diferenças no estabelecimento da espécie (*P. elliotii*) entre os diversos níveis de distância.

Densidade de *Pinus* com cone (PCC) comprovou correlação negativa e significativa com densidade de vegetação nativa (NAT), área basal de vegetação nativa (NAT), cobertura de copa de vegetação nativa (CCONAT), cobertura de solo (COBERT), solo saturado superficialmente (SSS) e solo inundado (SI). E, correlação positiva e significativa com área basal de *Pinus* (PCC), cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN), densidade de *Pinus* sem cone (PSC) e, solo seco (SS). Não houve correlação significativa com altura da cobertura de solo (ALT) e sem cobertura de copa (SEMCCO).

Área basal de *Pinus* com cone (PCC) revelou correlação negativa e significativa com densidade de vegetação nativa (NAT), área basal de vegetação nativa (NAT), cobertura de copa de plantas nativas (CCONAT), com cobertura de solo (COBERT), solo saturado superficialmente (SSS) e solo inundado (SI). E, correlação positiva e significativa com densidade de *Pinus* (PCC), cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN), solo seco (SS) e, densidade de *Pinus* sem cone (PSC). Não houve correlação significativa com altura da cobertura de solo (ALT) e sem cobertura de copa (SEMCCO).

Densidade de *Pinus* sem cone (PSC) demonstrou correlação negativa e significativa com densidade de vegetação nativa (NAT), área basal de vegetação nativa (NAT), cobertura de copa de plantas nativas (CCONAT) e, solo saturado superficialmente (SSS). E, correlação positiva e significativa com densidade de *Pinus* (PCC), área basal de *Pinus* (PCC) e, cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN). Não houve correlação significativa com altura (ALT), cobertura de solo (COBERT), solo seco (SS), solo inundado (SI) e sem cobertura de copa (SEMCCO).

Cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN) exibiu correlação negativa e significativa com densidade de vegetação nativa (NAT), área basal de vegetação nativa (NAT), cobertura de copa de plantas nativas (CCONAT), com solo saturado superficialmente (SSS), com solo inundado (SI) e, cobertura de solo/solo (COBERT). E, correlação positiva e significativa com densidade de *Pinus* (PCC), área basal de *Pinus* (PCC), solo seco (SS) e, densidade de *Pinus* sem cone (PSC). Não houve correlação significativa com altura da cobertura de solo (ALT) e sem cobertura de copa (SEMCCO).

Tabela 3 – Resultado da análise pelo Coeficiente de Correlação de Spearman (r_s), N (nº parcelas = 122), $\text{Prob} > |r|$ sob hipótese $H_0: R_{h0}=0$, dentro do fator distância (DIST), entre todas as variáveis: Densidade de vegetação nativa $\text{DAP} \geq 5$ cm (DNAT); densidade de *Pinus* com cone $\text{DAP} \geq 5$ cm (DPCC); densidade de *Pinus* sem cone de qualquer diâmetro e altura (DPSC); área basal de vegetação nativa (ABNAT); área basal de *Pinus* com cone (ABPCC); porcentagem de cobertura de copa de plantas nativas (CCONAT); porcentagem de cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN); porcentagem ‘sem cobertura de copa’ (SEMCCO); frequência percentual de umidade em solo seco (SS), solo saturado superficialmente (SSS) e solo inundado (SI); porcentagem de cobertura da vegetação de solo (COBERT) e altura da vegetação de solo (ALT). Valores em negrito mostram resultados significativos

(continua)

Parâmetros	DIST	CCO NAT	CCO PIN	SEM CCO	SS	SSS	SI	ALT	COBERT	ABNAT	ABPCC	DNAT	DPCC	DPSC
DIST	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
CCO NAT	-0,04811 0,5987	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
CCO PIN	-0,09209 0,3131	-0,78790 <0,0001	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
SEM CCO	-0,02928 0,7489	-0,40193 <0,0001	-0,04256 0,6416	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
SS	0,03318 0,7167	-0,06146 0,5013	0,42631 <0,0001	-0,39565 <0,0001	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
SSS	-0,12976 0,1543	0,25893 0,0040	-0,37787 <0,0001	0,14862 0,1023	-0,84906 <0,0001	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
SI	-0,02339 0,7982	-0,02992 0,7436	-0,37808 <0,0001	0,45901 <0,0001	-0,93442 <0,0001	0,69333 <0,0001	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
ALT	0,15329 0,0918	-0,22715 0,0119	0,09610 0,2923	0,20184 0,0258	0,10291 0,2593	-0,27634 0,0021	0,01687 0,8536	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----	-----
COBERT	0,12234 0,1795	-0,00743 0,9353	-0,31739 0,0004	0,37834 <0,0001	-0,56250 <0,0001	0,41490 <0,0001	0,57637 <0,0001	0,06410 0,4830	1,00000	-----	-----	-----	-----	-----
ABNAT	-0,09706 0,2876	0,73613 <0,0001	-0,51615 <0,0001	-0,32920 0,0002	0,12885 0,1572	0,08775 0,3365	-0,19530 0,0311	-0,18115 0,0459	-0,19569 0,0308	1,00000	-----	-----	-----	-----

Tabela 3 – Resultado da análise pelo Coeficiente de Correlação de Spearman (r_s), N (nº parcelas = 122), $\text{Prob} > |r|$ sob hipótese $H_0: R_h=0$, dentro do fator distância (DIST), entre todas as variáveis: Densidade de vegetação nativa $DAP \geq 5$ cm (DNAT); densidade de *Pinus* com cone $DAP \geq 5$ cm (DPCC); densidade de *Pinus* sem cone de qualquer diâmetro e altura (DPSC); área basal de vegetação nativa (ABNAT); área basal de *Pinus* com cone (ABPCC); porcentagem de cobertura de copa de plantas nativas (CCONAT); porcentagem de cobertura de copa de *Pinus* (CCOPIN); porcentagem 'sem cobertura de copa' (SEMCCO); frequência percentual de umidade em solo seco (SS), solo saturado superficialmente (SSS) e solo inundado (SI); porcentagem de cobertura da vegetação de solo (COBERT) e altura da vegetação do solo (ALT). Valores em negrito mostram resultados significativos

(conclusão)

Parâmetros	DIST	CCO NAT	CCO PIN	SEM CCO	SS	SSS	SI	ALT	COBERT	ABNAT	ABPCC	DNAT	DPCC	DPSC
ABPCC	-0,00667 0,9419	-0,50490 <0,0001	0,69573 <0,0001	-0,12728 0,1624	0,35921 <0,0001	-0,30078 0,0008	-0,34167 0,0001	0,04371 0,6326	-0,33908 0,0001	-0,34766 <0,0001	1,00000	-----	-----	-----
DNAT	-0,11518 0,2065	0,74825 <0,0001	-0,55239 <0,0001	-0,32223 0,0003	0,00416 0,9638	0,22012 0,0148	-0,08867 0,3314	-0,25454 0,0047	-0,16815 0,0641	0,87614 <0,0001	-0,34876 <0,0001	1,00000	-----	-----
DPCC	0,09386 0,3038	-0,58057 <0,0001	0,67746 <0,0001	-0,06305 0,4902	0,30826 0,0006	-0,32022 0,0003	-0,26374 0,0033	0,10870 0,2333	-0,28469 0,0015	-0,47536 <0,0001	0,94833 <0,0001	-0,47202 <0,0001	1,00000	-----
DPSC	-0,00440 0,9617	-0,37847 <0,0001	0,26901 0,0027	0,06391 0,4844	0,10812 0,2358	-0,23391 0,0095	-0,06732 0,4613	0,08878 0,3308	0,07436 0,4156	-0,52190 <0,0001	0,17892 0,0486	-0,49776 <0,0001	0,28114 0,0017	1,00000

4.7 Potencial hidrogeniônico (pH)

As análises de pH forneceram valores para as 10 parcelas de vegetação nativa (NAT) que variaram de 3,98 a 4,41 na primeira análise e de 4,02 a 4,44 para a segunda análise, com média que variou de 4,00 a 4,43. E, de 4,08 a 4,62 na primeira análise e de 4,07 a 4,60 para a segunda análise, com média de 4,08 a 4,61 para as 10 parcelas de *Pinus* (PIN) (Tabela 4; Figura 30).

Tabela 4 – Valores obtidos das análises do solo sob vegetação nativa (NAT) e sob *Pinus* (PIN)

Parcela		Análise 1	Análise 2
1	NAT	4,08	4,10
2	NAT	4,14	4,22
3	NAT	4,15	4,22
4	NAT	4,16	4,21
5	NAT	4,19	4,21
6	NAT	4,13	4,18
7	NAT	4,36	4,40
8	NAT	4,41	4,44
9	NAT	4,23	4,28
10	NAT	3,98	4,02
11	PIN	4,29	4,31
12	PIN	4,35	4,39
13	PIN	4,18	4,22
14	PIN	4,31	4,34
15	PIN	4,55	4,54
16	PIN	4,40	4,38
17	PIN	4,43	4,46
18	PIN	4,43	4,43
19	PIN	4,08	4,07
20	PIN	4,62	4,60

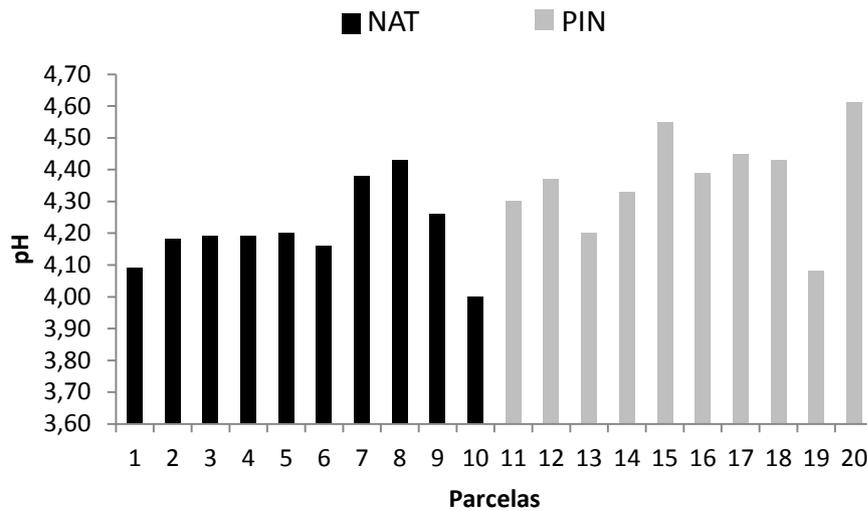


Figura 30 – Valores médios de pH sob vegetação nativa (NAT) e sob *Pinus* (PIN)

Conforme a escala de pH considerada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), os valores médios de pH obtidos nas análises de solo sob nativas, em oito parcelas são classificados como solos extremamente ácidos ($\text{pH} < 4,3$) e duas como solos fortemente ácidos (pH de 4,3 a 5,3). Para o solo sob *Pinus*, em duas parcelas são classificadas como solos extremamente ácidos ($\text{pH} < 4,3$) e em oito como fortemente ácidos (pH de 4,3 a 5,3).

Oposto ao esperado na hipótese 8 (oito) (áreas sob *Pinus* apresentam maior acidificação do solo (menor pH) do que aquelas sob vegetação nativa), a média do pH das parcelas de *Pinus* (4,37) foi maior do que das de nativas (4,21).

Valores de solos sob mata ciliar ainda mais ácido foram verificados por Pinheiro, Fisch e Almeida (2004) ao estudarem solo sob mata ciliar no rio Paraíba do Sul, Tremembé-SP, onde os autores encontraram pH (CaCl_2) de 3,8. Farias et al. (2012), em pesquisa realizada na cabeceira do rio São Lourenço, Campo Verde-MT, para solos de fragmento de mata ciliar, encontraram pH (CaCl_2) de 4,01 e na margem do curso d'água, pH de 4,03. Já Silva et al. (2012), em mata ciliar às margens do rio Paraná, Selvíria – MS, encontraram pH de 4,3, resultado similar ao presente estudo.

Esses resultados demonstram que os solos sob mata ciliar são naturalmente ácidos; devido principalmente pela elevada deposição de material orgânico (serapilheira), que ao entrar em decomposição libera prótons H^+ .

Os resultados de pH em solos sob *Pinus* são muito similares aos constatados por Prause, Dalurzo e Lifschitz (1997), ao comparar áreas nativas e com plantios de *P. elliotii* na província de Misiones, Argentina. Os autores verificaram variação de pH (KCl) sob plantios de 3,9 a 4,5 (média = 4,33) e acidificação em comparação com solo sob vegetação nativa, com pH de 4,5 a 6,2 (média = 5,26).

Couto (2008), em estudo de pH na mata ciliar do baixo rio Apiaí-guaçu, próximo a esta Floresta Nacional de Capão Bonito, encontrou valores de pH que variaram de 4,72 a 7,94, com média de 5,93. Ao se estender estes dados da mesma região da FLONA de Capão Bonito e comparar com o pH encontrado para *Pinus* na área da FLONA (média = 4,37), pode-se considerar acidificação do solo em comparação de solo sob vegetação nativa, em consonância com os resultados de Prause, Daiurzo e Lifschitz (1997).

Ao comparar uma plantação de *Pinus taeda* aos cinco e aos 25 anos de idade, na Carolina do Sul, Estados Unidos, Binkley et al. (1989) constataram rápida acidificação do solo, com pH diminuindo de 0,3 a 0,8 unidades.

Berthrong, Jobbágy e Jackson (2009) realizaram uma meta-análise global de mudanças ocorridos no solo pelo reflorestamento e, entre os atributos verificaram que a média de pH decresceu 0,3 unidades.

Verifica-se, portanto, que estes estudos demonstraram que ocorre processo de acidificação em solos sob *Pinus* spp.

A análise estatística (Figura 31) demonstrou pela análise de variância que os resultados de pH são significativos ($F = 13,77$; $P = 0,0007$). Verifica-se a variação (mínimo e máximo) do pH de NAT e PIN, bem como a caixa com quadrado que mostra a média, e a mediana \pm quartis. Complementarmente, foi realizado o teste de TuKey, que indicou diferença significativa (letras diferentes entre as médias diferem entre si) entre a média de pH de *Pinus* (PIN) (média = 4,3690^a) e de vegetação nativa (NAT) (média = 4,2055^b).

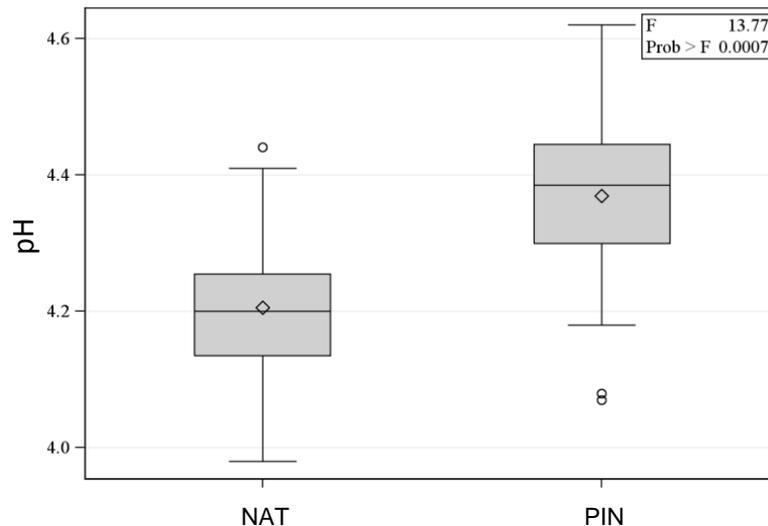


Figura 31 – Comparação de pH entre locais com vegetação nativa (NAT) e *Pinus* (PIN)

Embora na análise estatística tenha se verificado diferença significativa entre as médias de pH de solo sob vegetação nativa (NAT) e sob *Pinus* (PIN); devido à natural acidez dos solos sob áreas ripárias, o pH sob vegetação nativa foi menor que sob *Pinus*; portanto este atributo químico isolado não é recomendado para se verificar a qualidade de solos sob *Pinus* em comparação com solos sob vegetação nativa, sendo necessária a caracterização com demais parâmetros químicos do solo como ex.: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, alumínio, manganês; entre outros.

4.8 Políticas públicas e leis relacionadas

Em escala global, integrar fatores econômicos e ecológicos com análise de comércio para explorar a efetividade de diferentes aproximações para prevenir invasões é um mecanismo promissor e, em escala local, estudos de campo são necessários para avaliar histórico de uso da terra e distúrbios e tipo de ecossistema, ligados à amplitude comparativa de predação, competição, facilitação e densidade relacionadas a esses estresses antropogênicos (MEYERSON; MOONEY, 2007).

Os maiores problemas associados ao enfrentamento do problema de invasões biológicas estão ligados à facilidade de introduções e movimento de espécies, carência de pesquisa ligada à prevenção e às necessidades de controle, falta ou inadequação de controle de entrada de espécies, ausência e/ou inter-

atuação deficiente entre instituições federais e estaduais e setores ligados à agro-floresta e indústria (EDEN et al., 1985 apud HUBER et al., 2002).

Harrington, Kujawski e Ryan (2003) e Matos e Pivello (2009) discorrem sobre a necessidade de implementar medidas de prevenção às invasões biológicas como: educação pública; formulação de legislação própria para importação e exportação de espécies, com limitação de uso dependendo de sua distribuição geográfica e; detecção, tratamento, controle e erradicação de espécies potencialmente invasoras.

Embora a legislação brasileira possua normas que versem sobre o tema, como, principalmente, a constituição federal, lei dos crimes ambientais, lei do SNUC, Convenção da Diversidade Biológica; ainda é necessário aprimorar sua aplicabilidade transversal de forma coordenada com os diversos setores governamentais e/ou da iniciativa privada, além da formulação de normas específicas.

A utilização de espécies exóticas invasoras que impeçam ou dificultem a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação está tipificado no rol de crimes ambientais (Lei 9965/1998, art. 48) e ainda fere a Constituição Federal (art. 225), por colocar em risco a integridade de ecossistemas brasileiros, comprometendo sua função ecológica e provocando a extinção de espécies.

Afronta também a lei do SNUC (Lei 9985/2000) em uma de suas diretrizes onde determina que devem ser asseguradas amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas jurisdicionais, com salvaguarda do patrimônio biológico existente.

No caso de Floresta Nacional, esta deve cumprir o art. 17 (Lei 9985/2000): "... área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas e tem como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas".

Por ser signatário da Convenção da Diversidade Biológica (Decreto 2519/1998), o Brasil se compromete, por meio de suas instituições, com o controle de espécies exóticas e de organismos geneticamente modificados que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies e, ainda, recuperar e restaurar espécies e ecossistemas ameaçados; entre outras medidas.

A utilização de espécies exóticas invasoras, onde for permitido, deve ser acompanhada de um rigoroso e obrigatório sistema de controle/manejo e ainda, de

responsabilização e recuperação por danos causados em áreas naturais e protegidas.

A maioria dos impactos ambientais tende a se amenizar com o tempo, todavia, invasões biológicas se multiplicam, se espalham e causam problemas de longo prazo que se agravam com o passar do tempo e não permitem que os ecossistemas se recuperem naturalmente, com degradação da resistência local contra invasões, uma vez que fatores que protegem contra invasões são quebrados. Nestes casos, práticas de restauração e revegetação são indicadas para o restabelecimento de comunidades com altos níveis de diversidade de plantas (KENNEDY et al., 2002; WESTBROOKS, 1998; ZILLER; DEBERDT, 2010).

5 CONCLUSÕES

Os parâmetros estruturais estudados relativos à densidade e área basal evidenciaram a invasão por *Pinus elliottii* na área ripária do ambiente estudado e, revelaram que a espécie não encontra barreira na distância para sua propagação, estabelecimento e invasão, pois não há diferença em seu desempenho nesta condição, confirmando seu potencial invasor.

Os resultados significativos de que maior densidade de *P. elliottii* promove menor densidade de vegetação nativa demonstram que a espécie é agressiva e competitiva por promover inibição na abundância, recrutamento e incremento de espécies nativas.

Também se mostraram significativos os resultados em que uma maior área basal de *P. elliottii* está relacionada com baixa área basal de vegetação nativa, e fica demonstrado que a espécie apresenta elevado desenvolvimento pela adaptação em utilizar macro e micronutrientes e demais atributos químicos do solo em detrimento de espécies nativas e; compromete a manutenção e sobrevivência da vegetação nativa a médio e longo prazo.

Elevada cobertura de copa de *Pinus* em contraste com baixa cobertura de copa de plantas nativas demonstrou significância, indicando que os espaços dos estratos superiores ocupados por *Pinus* inibiram a ocupação deste nível estrutural por plantas nativas.

A relação significativa entre maior cobertura de solo e menor densidade, área basal e cobertura de copa de *Pinus* são bons indicadores de que solos bem protegidos com vegetação herbáceo-arbustiva inibem o estabelecimento, desenvolvimento e a ocupação por *Pinus*. Por outro lado, solos desnudos, onde a incidência de luz e demais fatores físico-químicos atuam, facilitam a colonização por *Pinus*.

Solo seco mostrou-se relacionado com *Pinus* com cone, mas não ocorreu o mesmo com *Pinus* sem cone (plântulas e juvenis), indicando que a sobrevivência de *Pinus* até a fase adulta, com cone, foi melhor sucedida em solos com menor umidade. Esta condição leva à competição com espécies nativas de ocorrência natural neste ambiente e também com preferência por solos com baixa umidade.

Quanto ao pH, apesar da tendência de acidificação por *Pinus* nas camadas superiores do solo, neste estudo não foi possível comprovar essa situação,

comparando solo sob *Pinus* e solo sob vegetação nativa, pois o solo sob plantas nativas da área ripária do estudo mostrou-se significativamente mais ácida que o solo sob *Pinus*. Portanto, para avaliar a qualidade do solo sob *Pinus* e sob vegetação nativa, não é recomendável a utilização da variável pH de forma isolada, sendo necessário avaliar e associar conjuntamente outros parâmetros químicos do solo.

A partir dos resultados desta pesquisa conclui-se que os impactos ambientais causados pela invasão de *P. elliotii* recomendam sua erradicação imediata para promover a restauração. E ainda, as ações de manejo posterior contra re-infestação deverão ser efetuadas continuamente, enquanto houver talhões dessa espécie.

6 RECOMENDAÇÕES

Espaços especialmente protegidos, particularmente unidades de conservação, devem ser ativamente e eficientemente manejados para evitar a sua degradação, com prejuízos à qualidade de habitat e espécies.

O sistema básico de estruturação e os princípios contra invasões bióticas deveriam incorporar: (a) maior integração, coordenação e estruturação de sistemas e ferramentas legais transversais; (b) medidas de prevenção/precaução com aplicação de análise de risco, autorização de procedimentos com introdução controlada, lista de espécies, quarenta e controle de fronteiras, tratamento, gerenciamento de rotas de introdução não autorizada ou involuntária, instrução e conscientização públicas; (c) resposta à invasão biológica por meio de detecção e resposta rápidas, mitigação, controle e erradicação, mediar conflitos de interesse, incentivos para controle e restauração, cumprimento da lei e responsabilização, supervisão e monitoramento.

No tocante às UCs federais, estaduais e municipais de uso sustentável com áreas florestais, é necessária uma mudança de valores, postura e responsabilidade no tocante ao manejo e gestão destas áreas, pois estas não se comparam com áreas privadas de produção florestal. Aquelas UCs que não estão alinhadas conforme seu objetivo de acordo com a lei do SNUC, devem se readequar em cumprimento à base legal.

Indica-se como medidas de restauração e manejo em áreas ripárias sob invasão de *Pinus elliottii* e/ou outra espécie invasora, a elaboração de um “Plano de prevenção, controle, erradicação e monitoramento de espécies exóticas invasoras” a ser incorporado ao Plano de Manejo da UC ou do espaço especialmente protegido.

Com fins de restauração em áreas ripárias, seguem-se recomendações de manejo (Tabela 5), especificamente para o *Pinus elliottii*. Estes procedimentos devem ser utilizados enquanto houver *P. elliottii* na área e como medida de manejo contra re-estabelecimento da espécie.

Tabela 5 – Metodologia sugerida para manejo de *Pinus elliottii*

Característica	Altura	Método	Observações/ utilização de EPIs
Plântulas/ juvenis	Até 2,0 m	Arranquio (plântulas) ou corte com facão ou enxada, na base (juvenis)	Facão, bota, caneleira e luvas de couro ⁽¹⁾
Adultos	Acima de 2,0 m e CAP até 30 cm	Corte com motosserra, na base, bem rente ao solo e, ainda, quando existir, anualmente, recolhimento de cones, preferencialmente verdes e, destruição.	EPIs próprios ⁽¹⁾ e curso de operador de motosserra
Adultos	Acima de 2,0 m e CAP maior de 30 cm	Anelamento total numa altura de 20 cm com motosserra ou outro equipamento dessa natureza, à 1m de altura do solo e, ainda, quando existir, anualmente, recolhimento de cones, preferencialmente verdes e, destruição.	EPIs próprios ⁽¹⁾ e curso de operador de motosserra

⁽¹⁾ Outros EPIs que se fizerem necessários

Por se tratar de unidade de conservação, deve-se realizar, na Floresta Nacional de Capão Bonito, o manejo para eliminação e contra re-infestação de *Pinus elliottii* em suas áreas ripárias.

Conforme resultados encontrados na área estudada há expressiva densidade de *P. elliottii* que ocupa o espaço da vegetação nativa florestal e não-florestal; com descaracterização da área. É importante destacar que o processo de invasão está sendo contínuo com recrutamento de novos indivíduos, pela chegada de propágulos. Esta situação pode, certamente, acarretar a contínua substituição da vegetação nativa por *P. elliottii*; principalmente, nas áreas abertas de campo úmido da unidade e, na área florestal que sofrer impacto natural e/ou morte de árvores nativas, com abertura de clareiras. Assim, torna-se essencial realizar ações para o manejo e restauração ecológica desses ambientes contaminados por *Pinus elliottii*.

Outra sugestão para esta UC é a substituição dos plantios de *P. elliottii* por vegetação nativa num nível tal que a cobertura vegetal seja considerada predominantemente nativa conforme estabelecido na legislação do SNUC, pois enquanto houver talhões de *Pinus*, o processo de invasão continuará. A vegetação nativa deverá ser restaurada nas áreas ripárias em toda a extensão dos cursos d'água, com eliminação de invasoras (se existirem) e, em largura tal, que o arranjo estrutural possa preservar as espécies de fauna e flora, com ênfase para as ameaçadas ou criticamente ameaçadas de extinção, como exemplo, o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikán, 1823) presente nesta UC.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C.R. de; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, Oxfordshire, v. 4, n. 2/3, p. 269-278, 2011.
- ALMEIDA, R.S. de; CIELO-FILHO, R.; SOUZA, S.C.P.M. de; AGUIAR, O.T. de; BAITELLO, J.B.; PASTORE, J.A.; KANASHIRO, M.M.; MATTOS, I.F.A.; FRANCO, G.A.D.C.; LIMA, C.R. de. Campo sujo úmido: fisionomia de Cerrado ameaçada pela contaminação de *Pinus elliottii* Engelm. na Estação Ecológica de Itapeva, Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 71-79, 2010.
- ANDRADE, F.S.A. de; MAGRO, T.C.; COUTO, H.T.Z. do. Presença e distribuição de espécies exóticas na zona de influência de duas trilhas no Parque Nacional da Serra do Cipó – MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 94, p. 1-9, 2012.
- BECHARA, F.C.; REIS, A.; BOURCHEID, K.; VIEIRA, N.K.; TRENTIN, B.E. Reproductive biology and early establishment of *Pinus elliottii* var. *elliottii* in Brazilian sandy coastal plain vegetation: implications for biological invasion. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 2, p. 88-92, 2013.
- BERTHRONG, S.T.; JOBBÁGY, E.G.; JACKSON, R.B. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. **Ecological Applications**, Tempe, v. 19, n. 8, p. 2228-2241, 2009.
- BINGELLI, P. The human dimensions of invasive woody plants. In: MCNEELY, J.A. (Ed.). **The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species**. Gland; Cambridge: IUCN, 2001, p. 145-159.
- BINKLEY, D.; VALENTINE, D.; WELLS, C.; VALENTINE, U. An empirical analysis of the factors contributing to 20-year decrease in soil pH in an old-field plantation of loblolly pine. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 8, n. 1, p. 39-54, 1989.
- BOURSCHEID, K.; REIS, A. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 2, p. 23-30, 2010.
- BRADFORD, M.A.; SCHUMACHER, H.B.; CATOVSKY, S.; EGGERS, T.; NEWINGTON, J.E.; TORDOFF, G.M. Impacts of invasive plants species on riparian plant assemblages: interactions with elevated atmospheric carbon dioxide and nitrogen deposition. **Oecologia**, Berlin, v. 152, n. 4, p. 791-803, 2007.
- BRADSHAW, R.E. Dothistroma (red-band) needle blight of pines and the dothistromin toxin: a review. **Forest Pathology**, Saskatoon, v. 34, n. 3, p. 163-185, 2004.
- BRASIL. **Código Florestal**: lei nº 12651 de 25 de maio de 2012. Planalto. Portal da legislação. Leis ordinárias. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao/legislacao-1/leis-ordinarias#content>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

_____. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Planalto. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 04 dez. 2014.

_____. **Lei dos Crimes Ambientais**: lei nº 9605 de 12 de fevereiro de 1998. Planalto. Portal da legislação. Leis ordinárias. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao/legislacao-1/leis-ordinarias#content>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

_____. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC**: lei nº 9985 de 18 de julho de 2000. Planalto. Portal da legislação. Leis ordinárias. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao/legislacao-1/leis-ordinarias#content>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

_____. Ministério das Minas e Energia. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (Serviço Geológico do Brasil) – CPRM. **Atlas pluviométrico do Brasil**: isoietas anuais médias. Período de 1977 a 2006. Disponível em <http://www.cprm.gov.br/publique/media/Isoietas_Totais_Anuais_1977_2006.pdf>. Acesso em: 17 fev. 2015.

BRASSIOLO, M. **Avaliação da regeneração natural de povoamento de *Pinus elliottii* na Floresta Nacional de Capão Bonito, SP**. 1988. 109 p. Dissertação (Mestrado em Silvicultura) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1988.

BURKE, M.J.W.; GRIME, J.P. An experimental study of plant community invasibility. **Ecology**, Ithaca, v. 77, n. 3, p. 776-790, 1996.

CALDER, I.; DYE, P. Hydrological impacts of invasive alien plants. **Land Use and Water Resources Research**, Newcastle, v. 1, n. 7, p. 1-8, 2001.

CALLAWAY, R.M.; ASCHEHOUG, E.T. Invasive plants versus their new and old neighbours: a mechanism for exotic invasion. **Science**, Washington, v. 290, n. 5491, p. 521-523, 2000.

CHYTRÝ, M.; MASKELL, L.C.; PINO, J.; PYSEK, P.; VILÀ, M.; FONT, X.; SMART, S.M. Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 2, p. 448-458, 2008.

CICO, V.; ARCOVA, F.C.S. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 125-134, 1999.

CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 3, p. 110, 2005.

CONVENÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Sixth ordinary meeting of the conference of the parties the convention on biological diversity: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species.** COP 6 – Decision VI/23. The Hague, 2002. 348 p.

COPATTI, C.E.; DAUDT, C.R. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii* (Engelm. Var. elliottii). **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 31, n. 1, p. 95-113, 2009.

COSTA PRIMO, D.; VAZ, L.M.S. Degradação e perturbação ambiental em matas ciliares: estudo de caso do rio Itapicuru-açu em Ponto Novo e Filadélfia, Bahia. **Diálogos e Ciência**, Salvador, ano 4, n. 7, p. 1-11, jun. 2006. Disponível em: <<http://www.ftc.br/revistafsa>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

COUTO, W.R. **Biomonitoramento do solo e da água na avaliação de parâmetros ambientais da sub-bacia hidrográfica do baixo Apiai-guaçu.** 2008. 101 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia: Gestão, Desenvolvimento e Formação) – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza, São Paulo, 2008.

CRAWFORD, K.M.; WHITNEY, K.D. Population genetic diversity influences colonization success. **Molecular Ecology**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 1253-1263, 2010.

CUDDINGTON, K.; HASTINGS, A. Invasive engineers. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 178, n. 3/4, p. 335-347, 2004.

D'ANTONIO, C.; LEVINE, J.; THOMSEN, M. Ecosystem resistance to invasion and the role of propagule supply: a California perspective. **Journal of Mediterranean Ecology**, Urbino, v. 2, p. 233-245, 2001.

DELGADO, J.M.; BARBOSA, A.F.; SILVA, C.E.F. da; ZANCHETTA, D.; SILVA, D.A. da; GIANNOTTI, E.; PINHEIRO, G.S.; LUTGENS, H.D.; FACHIN, H.C.; MOTA, I.S. da; LOBO, M.T.; NEGREIROS, O.C. de; ANDRADE, W.J. de. Plano de manejo integrado das unidades de Itirapina – SP. **IF. Série Registros**, São Paulo, n. 27, p. 1-153, 2004.

DIAS, P.L.F. **Estudo e proposição de parâmetros para a definição de áreas de preservação permanente ciliares em reservatórios.** 2001. 138 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

DOGRA, K.S.; SOOD, S.K.; DOBHAL, P.K.; SHARMA, S. Alien plant invasion and their impact on indigenous species diversity at global scale: a review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, Sapele, v. 2, n. 9, p. 175-186, 2010.

DUARTE, C.I.; JANUÁRIO, Q.C.; JACOBI, U.S.; HEFLER, S.M.; ELLERT-PEREIRA, P.E. Impacto de um monocultivo de *Pinus elliottii* Engel. sobre a diversidade vegetal da restinga na planície costeira do extremo sul do Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9., 2009, São Lourenço. **Anais...** São Lourenço: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2009. p. 1-3.

DUKES, J.S.; MOONEY, H.A. Does global change increase the success of biological invaders? **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 14, n. 4, p. 135-139, 1999.

DYER, A.R.; BROWN, C.S.; ESPELAND, E.K.; MACKAY, J.K.; MEIMBERG, H.; RICE, K.J. Synthesis: the role of adaptive trans-generational plasticity in biological invasions of plants. **Evolutionary Applications**, Oxford, v. 3, n. 2, p. 179-192, 2010.

EDE, F.J.; AINSWORTH, N.; HUNT, T.D. Managing weeds in riparian zones. "New Frontiers in New Zealand: together we can beat the weeds". AUSTRALASIAN WEEDS CONFERENCE, 17., 2010, Christchurch. **Proceedings...** Christchurch: Council of Australasian Weed Societies, 2010. p. 311-314.

EHRENFELD, J.G.; KOURTEV, P.; HUANG, W. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 5, p. 1287-1300, 2001.

ELLSTRAND, N.C.; SCHIERENBECK, K.A. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 97, n. 13, p. 7043-7050, 2000.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, Centro Nacional de Pesquisa em Solos, 2006. 316 p.

FARIAS, L.N.; SILVA, N.M. da; BARBOSA, D.S. Parâmetros microclimáticos e atributos químicos e físicos do solo em área de preservação permanente situada na cabeceira do rio São Lourenço, Campo Verde – MT. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 9, n. 1, p. 83-99, jan./mar. 2012.

FINE, P.V.A. The invasibility of tropical forests by exotic plants. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, n. 5, p. 687-705, 2002.

FISCHER, R.A.; FISCHENICH, J.C. **Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips**. Vicksburg: US Army Engineer Research and Development Center, Environmental Laboratory, 2000. 17 p. (Technical Note, 24).

FLAUCH, F.D. **Crescimento juvenil da regeneração de *Pinus elliottii* Eng. var. *elliottii* sob níveis de desbaste no litoral norte do Rio Grande do Sul**. 2007. 57 p. Dissertação (Mestrado em Horticultura) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

FOELKEL, E.; FOELKEL, C. O conceito de espécies invasivas ou invasoras em relação aos *Pinus*. **PinusLetter**, n. 4, 2008. Disponível em <http://www.celso-foelkel.com.br/Pinus_04.html>. Acesso em: 04 dez. 2014.

GANHO, N.G.; MARINONI, R.C. A variabilidade espacial das famílias de Coleóptera (Insecta) entre fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Montana (Bioma Araucária) e plantação de *Pinus elliottii* Engelm., no Parque Ecológico Viva Floresta, Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 1159-1167, 2006.

GHERARDI, F. The ecology of invasions by animals and plants: book review. **Ethology, Ecology & Evolution**, Firenze, v. 13, p. 96-97, 2001.

GILBERT, B.; LECHOWICZ, M.J. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. **Ecology**, Ithaca, v. 86, n. 7, p. 1848-1855, 2005.

GILBERT, B.; LEVINE, J.M. Plant invasions and extinction debts. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 110, n. 5, p. 1744-1749, 2013.

GREGORY, S.V.; ASHKENAS, L. **Riparian management guide**. Springfield: USDA Forest Service, Pacific Northwest Region, 1990. 128 p.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M.; ROST, T.L. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and live-history strategies of 29 Pine (*Pinus*) species. **American Naturalist**, Chicago, v. 159, n. 4, p. 396-419, 2002.

HARRINGTON, R.A.; KUJAWSKI, R.; RYAN, D.P. Invasive plants and the green industry. **Journal of Arboriculture**, Savoy, v. 29, n. 1, p. 42-48, 2003.

HELENO, R.H.; CEIA, R.S.; RAMOS, J.A.; MEMMOTT, J. Effects of alien plants on insect abundance and biomass: a food-web approach. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 2, p. 410-419, 2009.

HOLDER, C.D. Geography of *Pinus elliottii* Engelm. and *Pinus palustris* Mill. leaf life-spans in the south-eastern U.S.A. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 27, n. 2, p. 311-318, 2000.

HOOD, W.G.; NAIMAN, R.J. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.148, n. 1, p. 105-114, 2000.

HUBER, D.M.; HUGH-JONES, M.; RUST, M.; SHEFFIELD, S.; SIMBERLOFF, D.; TAYLOR, C.R. **Invasive pest species: impacts on agricultural production, natural resources, and the environment**. Ames: Council for Agricultural Science and Technology, 2002. 18 p. (Paper, 20).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. “**Download**”: Geociências. Mapas Interativos. Mapa de Solos do Brasil (IBGE/EMBRAPA). Disponível em: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>. Acesso em: 17 fev. 2015.

_____. **Estados**: área do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=sp>>. Acesso em: 27 dez.2014.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Plano de Manejo da FLONA de Capão Bonito**: versão Preliminar. Capão Bonito, 2015. 190 p.

INSTITUTO HORUS. **I3N – banco de dados**: ficha de *Pinus elliottii*. Disponível em <i3n.institutohorus.org.br>. Acesso em: 06 fev. 2015.

KARSTEDT, F.; STÜRMER, S.L. Agaricales em áreas de Floresta Ombrófila Densa e plantações de *Pinus* no Estado de Santa Catarina, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 22, n. 4, p. 1036-1043, 2008.

KEELER, M.S.; CHEW, F.S. Escaping an evolutionary trap: preference and performance of a native insect on an exotic invasive host. **Oecologia**, Berlin, v. 156, n. 3, p. 559-568, 2008.

KENNEDY, T.A.; NAEEM, S.; HOWE, K.M.; KNIPS, J.M.H.; TILMAN, D.; REICH, P. Biodiversity as barrier to ecological invasion. **Nature**, London, v. 417, n. 6, p. 636-638, 2002.

KOBYAMA, M. Conceitos de Zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais...** Alfredo Wagner: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2003. p. 1-13.

KOVARICK, I. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMÁNEK, M.; WADE, M. (Ed.). **Plant invasions: general aspects and special problems**. Amsterdam: SPB Academic, 1995. p. 15-38.

KUPPER, A. A devastação da cobertura florestal natural do Estado de São Paulo. **Projeto História**, São Paulo, p. 389-397, maio 1999.

LANNER, R.M. Seed dispersal in *Pinus*. In: RICHARDSON, D.M. (Ed.). **Ecology and biogeography of pines**: first paperback edition 2000. Cambridge: Cambridge University press, 1998. chap. 14, p. 281-295.

LEISHMAN, M.R.; HASLEHURST, T.; ARES, A.; BARUCH, Z. Leaf trait relationship of native and invasive plants: community- and global-scale comparisons. **New Phytologist**, Cambridge, v. 176, n. 3, p. 635-643, 2007.

LEMMON, P.E. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. **Forest Science**, Bethesda, v. 2, n. 1, p. 314-320, 1956.

LIESENFELD, M.V.A.; PELLEGRIM, L.M. **Risco ecológico**: a invasão por *Pinus* e a problemática das espécies alienígenas vegetais no Parque Estadual de Itapuã, Viamão-RS. Pelotas: Instituto Gaúcho de Estudos Ambientais, 2004. 9 p.

LIMA, W.P. **A silvicultura e a água**: ciência, dogmas, desafios. Rio de Janeiro: Instituto Bioatlântica, 2010. 64 p.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. 2. ed. São Paulo: EDUSP; Fapesp, 2009. cap. 3, p. 33-44.

LIMA, G.S.; ZILLER, S.R. Proteção em unidades de conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3., 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação; Fundação O Boticário de Proteção da Natureza, 2002. p. 853-854.

LITKA, E.; COSTA, L.D. Análise comparativa da qualidade do solo em área de cultura de *Pinus* sp. e área de mata nativa localizadas no município de Cruz Machado – PR. In: INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., MOSTRA DE PÓS-GRADUAÇÃO, 8., 2008, União da Vitória. **Encontro...** União da Vitória: Faculdade Estadual de Filosofia, Ciências e Letras, 2008. p. 7-16.

LOZON, J.D.; MACISAAC, H.J. Biological invasions: are they dependent on disturbance? **Environmental Reviews**, Kingston, v. 5, n. 2, p. 131-144, 1997.

MACDOUGALL, A.S.; GILBERT, B.; LEVINE, J M. Plant invasions and the niche. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 97, n. 4, p. 609-615, 2009.

MACK, R.N.; SIMBERLOF, D.; LONSDALE, W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.

MAHMOUD, A.G.E.; VIRILLO, C.B.; RIBEIRO, D.B.; ALCÂNTARA, S.F. **Invasão de *Pinus elliottii* em um fragmento de Cerrado em Itirapina – SP**. Campinas: UNICAMP, Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, 2003. 11 p.

MANGLA, S.; CALLAWAY, R.M. Exotic invasive plant accumulates native soil pathogens which inhibit native plants. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 96, n. 1, p. 58-67, 2008.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1989. p. 11-19.

MATOS, D.M.S.; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.

MAZZA, G.; TRICARICO, E.; GENOVESI, P.; GHERARDI, F. Biological invaders are threats to human health: an overview. **Ethology, Ecology & Evolution**, Firenze, v. 26, n. 2/3, p. 112-129, 2014.

MAZZOCHINI, G.G.; PAZ, C.P.; GANADE, G. Padrões espaciais refletindo processos de facilitação e inibição de *Pinus* e Araucária em uma área em restauração. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007. p. 1-2.

MENON, T.A.; CARVALHO, F.A. Estrutura populacional de *Pinus elliottii* em áreas de regeneração florestal em Juiz de Fora, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 72, p. 367-372, out./dez. 2012.

MENTE, R.F.; BRACK-HANES, S.D. Phenology, developmental patterns and growth cycles for multiple seed crops in *Pinus elliottii* and *P. clausa* (Engelm.). **International Journal of Environmental Studies**, London, v. 62, n. 6, p. 701-708, 2005.

METZGER, J.P.; BERNACCI, L.C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 133, n. 2, p. 135-152, 1997.

MEYERSON, L.A.; MOONEY, H.A. Invasive alien species in an era of globalization. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Kingston, v. 5, n. 4, p. 199-208, 2007.

MITCHELL, C.E.; AGRAWAL, A.A.; BEVER, J.D.; GILBERT, G.S.; HUFBAUER, R.A.; KLIRONOMOS, J.N.; MARON, J.L.; MORRIS, W.F.; PARKER, I.M.; POWER, A.G.; SEABLOOM, E.W.; TORCHIN, M.E.; VAZQUEZ, D.P. Biotic interactions and plant invasions. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 6, p. 1-15, 2006.

MOLINA-MONTENEGRO, M.A.; BADANO, E.I.; CAVIERES, L.A. Positive interactions among plant species for pollinator service: assessing the 'magnet species' concept with invasive species. **Oikos**, Copenhagen, v. 117, n. 12, p. 1833-1839, 2008.

MOONEY, H.A.; CLELAND, E.E. The evolutionary impact of invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 98, n. 10, p. 5446-5451, 2001.

MORALES, C.L.; TRAVESET, A. A meta-analysis of impacts of alien vs. native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 7, p. 716-728, 2009.

MORAN, C.; HOFFMANN, J.H.; DONNELLY, D.; VAN WILGEN, B.W.; ZIMMERMANN, H.G. Biological control of alien, invasive pine trees (*Pinus* species) in South Africa. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON BIOLOGICAL CONTROL OF WEEDS, 10., 1999, Bozeman. **Proceedings...** Bozeman: Neal R. Spencer, 1999. p. 941-953.

MOSTER, C. **Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das vertentes de uma microbacia experimental**. 2007. 82 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MOTTA, M.S.; FONTES, M.A.L.; DAVIDE, A.C.; DUTRA, G.C. **Invasão de *Pinus elliottii* em uma área de Floresta Atlântica Montana em estágio inicial de regeneração no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estrutura/174/_arquivos/174_05122008113638.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2015.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.

NEVES, F.M.; BARBOSA, L.C.B.G. Homogeneização da biodiversidade global: o caso das espécies invasoras. In: ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE, 5., 2010, Florianópolis. Disponível em <<http://www.anppas.org.br/encontro5/cd/gt14.html>>. Acesso em: 25 jan. 2015.

NUÑEZ, M.A.; MEDLEY, K.A. Pine invasions: climate predicts invasions success; something else predicts failure. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 4, p. 703-713, 2011.

PACHECO, R.; SILVA, R.R.; MORINI, M.S.C.; BRANDÃO, C.R.F. A comparison of the leaf-litter ant fauna in a secondary Atlantic Forest with an adjacent pine plantation in South-eastern Brazil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n. 1, p. 55-65, 2009.

PAUCHARD, A.; CAVIERES, L.A.; BUSTAMANTE, R.O. Comparing alien plant invasions among regions with similar climates: where to from here? **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, n. 5/6, p. 371-375, 2004.

PEÑA, E.; PAUCHARD, A. Coníferas introducidas en áreas protegidas: un riesgo para la biodiversidad. **Bosque Nativo**, Concepción, v. 30, p. 3-7, 2001.

PEÑA, E.; HIDALGO, M.; LANGDON, B.; PAUCHARD, A. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. Invasion in a natural reserve in Southern South America. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 5, p. 1049-1054, 2008.

PETIT, R.J. Biological invasions at the gene level. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, n. 3, p. 159-165, 2004.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 52, n. 3, p. 273-288, 2005.

PINHEIRO, R.A.; FISCH, S.T.V.; ALMEIDA, A. A cobertura vegetal e as características do solo em área de extração de areia. **Revista de Biociências**, Taubaté, v. 10, n. 3, p. 103-110, 2004.

PIONTELLI, E. GIUSIANO, G.; CASANOVA, D. Comunidad estacional de microhongos en la litera de coníferas del N.E. Argentino: énfasis en taxa de potencial interés médico. **Boletín Micológico**, Valparaíso, v. 20, p. 15-27, 2005.

PLANTY-TABACCHI, A.M.; TABACCHI, E.; NAIMAN, R.J.; DEFERRARI, C.; DÉCAMPS, H. Invasibility of species-rich communities in Riparian Zones. **Conservation Biology**, Boston, v.10, n. 2, p. 598-607, 1996.

PRATA, E.M.B.; PINTO, S.A.F.; ASSIS, M.A. Fitossociologia e distribuição de espécies arbóreas em um floresta ribeirinha secundária no município de Rio Claro, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 159-168, abr./jun. 2011.

PRAUSE, J.; DALURZO, H.C.; LIFSCHITZ, A.P. de. Análisis de algunas propiedades de un suelo con monte nativo, modificadas por la implantación con *Pinus elliottii*. **Agricultura Técnica**, Santiago, v. 57, n. 2, p. 139-146, abr./jun. 1997.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

PROGRAMA GLOBAL DE ESPÉCIES INVASORAS. **América do Sul invadida**. Nairobi: Secretaria do GISP, 2005. 80 p.

PUSCHIAVO, M.C.A.; FRANCO, G.A.D.; IVANAUSKAS, N.M.; SOUZA, F.M. de. A vegetação na trilha do *rafting* do rio Paraibuna, Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia. **IF Série Registros**, São Paulo, n. 40, p. 191-194, 2009.

PYSEK, P. Is there a taxonomic pattern to plant invasions? **Oikos**, Copenhagen, v. 82, n. 2, p. 282-294, 1998.

READ, D.J. The mycorrhizal status of *Pinus*. In: RICHARDSON, D.M. (Ed.). **Ecology and biogeography of pines**: first paperback edition 2000. Cambridge: Cambridge University Press, 1998. chap. 16, p. 324-340.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D.M. What attributes make some plants more invasive? **Ecology**, Ithaca, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions and invisibility of plant communities. In: VAN DER MAAREL, E. (Ed.). **Vegetation ecology**. Oxford: Blackwell, 2005, p. 332-355.

RICHARDSON, D.M. Forestry trees as invasive aliens. **Conservation Biology**, Boston, v. 12, n. 1, p. 18-26, 1998.

_____. Plant invasions. In: LEVIN, S.A. (Ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**, London: Academic Press, 2001. v. 4, p. 677-688.

_____. *Pinus* a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? **Preslia**, Praha, v. 78, n. 4, p. 375-388, 2006.

RICHARDSON, D.M.; BOND, W.J. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasion. **American Naturalist**, Chicago, v.137, n. 5, p. 639-668, 1991.

RICHARDSON, D.M.; HIGGINS, S.I. Pines as invaders in the Southern hemisphere. In: RICHARDSON, D.M. (Ed.). **Ecology and biogeography of pines**: first paper back edition 2000. Cambridge: Cambridge University Press, 1998. chap. 22, p. 450-473.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Classics in physical geography revisited. **Progress in Physical Geography**, London, v. 31, n. 6, p. 659-666, 2007.

RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, n. 5/6, p. 321-331, 2004.

RICHARDSON, D.M.; VAN WILGEN, B.W.; NUÑEZ, M.A. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? **Biological Invasions**, Knoxville, v. 10, n. 4, p. 573-577, 2008.

RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine invasions in the Southern hemisphere: determinants of spread and invadability. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 21, n. 5, p. 511-527, 1994.

RICHARDSON, D.M.; ALLSOPP, N.; D'ANTONIO, C.M.; MILTON, S.J.; REJMÁNEK, M. Plant invasions: the role of mutualism. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 75, n. 1, p. 65-93, 2000a.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 6, n. 2, p. 93-107, 2000b.

RICHARDSON, D.M.; HOLMES, P.M.; ESLER, K.J.; GALATOWITSCH, S.M.; STROMBERG, J.C.; KIRKMAN, S.P.; PYSEC, P.; HOBBS, R.J. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 126-139, 2007.

RODRIGUES, F.A. **Imagens do pinho**. São Paulo: Lúmen Comunicação e Produção, 1999. 100 p.

RODRIGUES, R.R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 91-99.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. 2. ed. São Paulo: EDUSP; Fapesp, 2009. cap. 6, p. 101-107.

SAMPAIO, A.B.; SCHMIDT, I.B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.

SÃO PAULO. Biblioteca Virtual. **Geografia do Estado de São Paulo**. 2007. Disponível em <<http://www.bibliotecavirtual.sp.gov.br/pdf/saopaulo-geografia.pdf>>. Acesso em: 17 fev.2015.

_____. CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS. **Clima SP**: mapas de probabilidade de geada. Probabilidades (%) de ocorrência de temperaturas mínimas absolutas anuais <0°C, obtidas através da distribuição de valores extremos. Disponível em <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/clima/geada/geada0.htm>>. Acesso em: 17 fev. 2015.

_____. **CIIAGRO on line**: resenha agrometeorológica. Quadros. Chuva mensal por período. Disponível em <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/>>. Acesso em: 17 fev. 2015.

_____. Secretaria de Energia. **Atlas eólico do Estado de São Paulo**. Disponível em <<http://www.energia.sp.gov.br/portal.php/atlas-eolico>>. Acesso em: 17 fev. 2015.

_____. **Atlas de insolação solar global do Estado de São Paulo**: atlas “levantamento do potencial da energia solar paulista” – parte 2. Disponível em <<http://www.energia.sp.gov.br/a2sitebox/arquivos/documentos/456.pdf>>. Acesso em: 07 fev. 2015.

_____. Secretaria do Meio Ambiente. **Informações sobre cobertura vegetal**: informações da cobertura vegetal de 2000-2001. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/blog/2010/03/17/satelite-permite-melhor-visao-da-cobertura-vegetal-paulista>>. Acesso em: 27 dez. 2014.

_____. Fundação Florestal. Instituto Amigos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. **Proposta técnica para criação do Parque Estadual Nascentes do Paranapanema**: estudos, mapas e memorial descritivo. 2012. Disponível em: <<http://www.rbma.org.br/penap/penap.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2015.

_____. Instituto Florestal. **São Paulo mais verde**: mapa da cobertura vegetal nativa paulista; período 2008-2009. Disponível em: <<http://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2012/08/mapa.pdf>>. Acesso em: 27 dez. 2014.

SCHIAVINI, I. Environmental characterization and groups of species in gallery forests. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ASSESSMENT AND MONITORING OF FORESTS IN TROPICAL DRY REGIONS WITH SPECIAL REFERENCE TO GALERY FORESTS, 1996, Brasília. **Proceedings...** Brasília: University of Brasília, 1997. p. 107-113.

SCHOLES, M.C.; NOWICKI, T.E. Effects of pines on soil properties and processes. In: RICHARDSON, D.M. (Ed.). **Ecology and biogeography of pines**: first paperback edition 2000. Cambridge: Cambridge University Press, 1998. chap. 17, p. 341-353.

SGROT, E. Fitossociologia da zona ripária no estado de Santa Catarina. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais...** Alfredo Wagner: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2003. p. 14-39.

SHINE, C. **Ferramentas para desenvolver estruturas legais e institucionais para espécies exóticas**. Nairóbi: Programa Global de Espécies Invasoras, 2008. 125 p.

SILVA, A.M.; CANUTO, D.S.O.; MORAES, M.L.T. de; BUZETTI, S. Avaliação das propriedades químicas em solo de Cerrado sob reflorestamento ciliar. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n. 1, p. 49-58, jan./mar., 2012.

SIMBERLOFF, D.; NUÑEZ, M.A.; LEDGARD, N.J.; PAUCHARD, A.; RICHARDSON, D.M.; SARASOLA, M.; VAN WILGEN, B.W.; ZALBA, S.M.; ZENNI, R.D.; BUSTAMANTE, R.; PEÑA, E.; ZILLER, S.R. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. **Austral Ecology**, Carlton, v. 35, n. 5, p. 489-504, 2010.

SOPPER, W.E. Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 4, n. 1, p. 24-29, 1975.

STOHLGREN, T.J.; BULL, K.A.; OTSUKI, Y.; VILLA, C.A.; LEE, M. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 138, n. 1, p. 113-125, 1998.

STRICKLER, G.S. Use of the densiometer to estimate density of forest canopy on permanent sample plots. **PNW Old Series Research Notes**, Portland, n. 180, 1959. 5 p.

SWANK, W.T.; MINER, N.H. Conversion of hardwood-covered watersheds to white pine reduces water yield. **Water Resources Research**, Washington, v. 4, n. 5, p. 947-954, Oct. 1968.

THELEN, G.C.; VIVANCO, J.M.; NEWINGHAM, B.; GOOD, W.; BAIS, H.P.; LANDRES, P.; CAESAR, A.; CALLAWAY, R.M. Insect herbivory stimulates allelopathic exudation by an invasive plant and the suppression of natives. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 2, p. 209-217, 2005.

TONINI, H. **Crescimento em altura de *Pinus elliottii* Engelm., em três unidades de mapeamento de solo, nas regiões da Serra do Sudeste e Litoral, no estado do Rio Grande do Sul**. 2000. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 17 fev. 2015.

VAN WILGEN, B.W.; RICHARDSON, D.M.; LE MAITRE, D.C.; MARAIS, C.; MAGADLELA, D. The economic consequences of alien plant invasions: examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 3, n. 2, p. 145-168, 2001.

VERMEIJ, G.J. An agenda for invasion biology. **Biological Conservation**, Essex, v. 78, n. 1/2, p. 3-9, 1996.

VERTESSY, R.A. Impacts of plantation forestry on catchment runoff. In: NAMBIAR, E.K.S.; BROWN, A.G. (Ed.). **Plantations, farm forestry and water**. Melbourne: RIRDC, 2001. p. 9-19. (Water and Salinity Issues in Agroforestry, 7; RIRDC Publication, 01/20).

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILAUMON, J.R.; SERRA FILHO, R. **Cem anos de devastação**: revisitada 30 anos depois. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 72 p.

VIRTUE, J.G.; MELLAND, R.L. **The environmental weed risk of revegetation and forestry plants**. Adelaide: The Department of Water, Land and Biodiversity Conservation, 2003. 184 p.

VITOUSEK, P.M.; D'ANTONIO, C.M.; LOOPE, L.L.; REJMÁNEK, M.; WESTBROOKS, R. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, Christchurch, v. 21, n. 1, p. 1-16, 1997.

VOLTOLINI, J.C.; ZANCO, L. Densidade de plântulas e jovens de espécies nativas de Floresta Atlântica em áreas com e sem pinheiro americano (*Pinus elliottii*). **Revista Biociências**, Taubaté, v. 16, n. 2, p. 102-108, 2010.

WESTBROOKS, R.G. **Invasive plants**: changing the landscape of America; fact books. Washington: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds, 1998. 125 p.

WILLIAMS, M.C.; WARDLE, G.M. *Pinus radiata* invasion in Australia: identifying key knowledge gaps and research directions. **Austral Ecology**, Carlton, v. 32, p. 721-739, 2007.

_____. *Pinus radiata* invasion in New South Wales: the extend of spread. **Plant Protection Quarterly**, Victoria, v. 24, n. 4, p. 146-156, 2009.

WILLIAMS, R.; MARTINEZ, N. Simple rules yield complex food webs. **Nature**, London, v. 404, n. 9, p. 180-183, 2000.

WOLFE, B.E.; KLIRONOMOS, J.N. Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. **BioScience**, Washington, v. 55, n. 6, p.477-487, 2005.

XAVIER, T.M.T.; MORENO, M.R. Prejuízos causados pelas espécies exóticas invasoras na Floresta Nacional de Pacotuba. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12.; ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO – UNIVERSIDADE DO VALE DO PARAÍBA, 8., 2008, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2008. p. 1-2.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F.V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* sp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, n. único, p. 1-14, 2006.

ZANCHETTA, D.; TANNUS, J. L. S.; PINHEIRO, L.S. Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de *Pinus elliotii* na Estação Ecológica de Itirapina – SP e alternativas de manejo. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, Rio Claro, v. 2, n. 1, p. 72-90, 2007.

ZANCO, L.G.; VOLTOLINI, J.C.; TEIXEIRA, M.C.V. Qual o efeito do pinheiro americano *Pinus elliotii* sobre espécies de plantas da Floresta Atlântica? In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9., 2009, São Lourenço. **Resumos...** São Lourenço: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2009. p. 1-3.

ZENNI, R.D.; SIMBERLOFF, D. Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. **Biological Invasions**, Knoxville, v. 15, n. 7, p. 1623-1639, 2013.

ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

_____. **A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 242 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

ZILLER, S.R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2001.

ZILLER, S.R.; DEBERDT, A.J. **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação**. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/Artigos/Artigo_EEI_em_UCs.pdf>. Acesso em: 20 maio 2010.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 3, n. 2, p. 4-31, 2013.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 1, p. 41-47, 2002.

ZURITA, Z.A.; REY, N.; VARELA, D.M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M.I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 235, n. 1/3, p. 164-173, 2006.