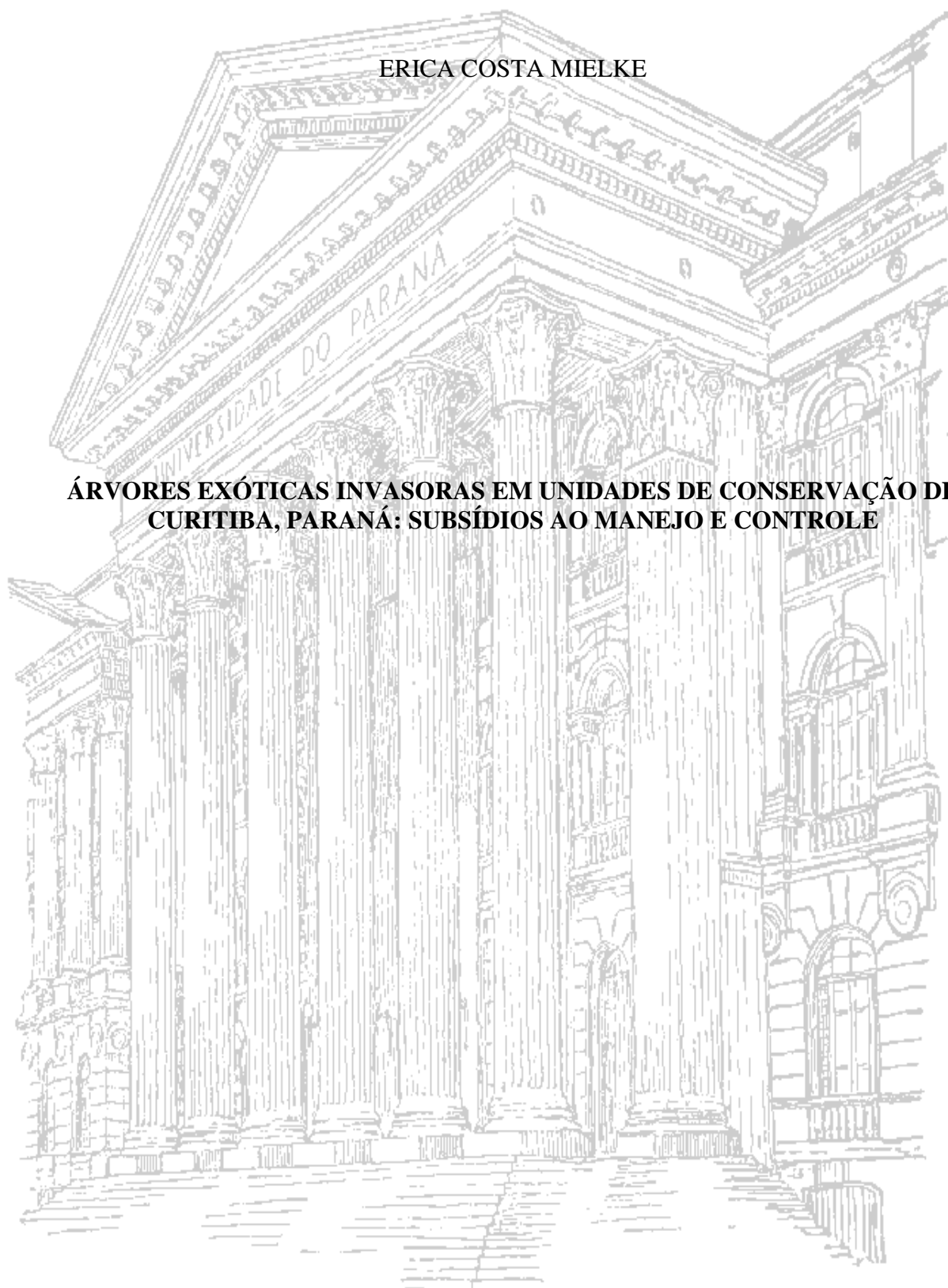


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ERICA COSTA MIELKE

**ÁRVORES EXÓTICAS INVASORAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE
CURITIBA, PARANÁ: SUBSÍDIOS AO MANEJO E CONTROLE**



CURITIBA

2012

ERICA COSTA MIELKE

**ÁRVORES EXÓTICAS INVASORAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE
CURITIBA, PARANÁ: SUBSÍDIOS AO MANEJO E CONTROLE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de concentração em Produção Vegetal, Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientadora: Dra. Raquel R. B. Negrelle
Co-orientadora: Dra. Francine L. Cuquel

CURITIBA

2012

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Universidade do Paraná por toda a minha formação acadêmica inclusive, nesta oportunidade, o Doutorado.

À orientação da prof^a. Dr^a. Raquel Negrelle pela grata surpresa de convívio, pela firme, precisa e pontual ao mesmo tempo sutil e delicada orientação. Qualidades raríssimas e fundamentais. Ah! Se todas fossem iguais a você...

À prof^a. Dr^a. Francine Cuquel pela orientação presente e fundamental.

Aos demais professores Maria Regina Torres Boeger, Cristina Lima Batista e André Padial por concederem seu precioso tempo contribuindo com valiosas sugestões neste documento.

Ao prof. Dr. Valmiqui da Costa Lima pela ajuda nas coletas de solo.

Bem, se eu fosse nominar todos os funcionários da Secretaria Municipal do Meio Ambiente que tiveram alguma participação neste trabalho, certamente eu precisaria de duas folhas, pois a lista é imensa. Estimo cerca de 50 pessoas. Desta forma, para não esquecer de ninguém agradeço aos Departamentos de Pesquisa e Monitoramento, ao Departamento de Parques e Praças em especial a Gerência de Parques e Bosques e a administração direta do Parque da Barreirinha, o Departamento de Produção Vegetal em especial o Museu Botânico Municipal e o Horto da Barreirinha. Todos foram fundamentais no cumprimento dos objetivos propostos. Apesar de não nominar reconheço a ajuda de todos sabendo o tamanho do esforço e gentileza de cada.

A minha família, pai, Olaf, minha mãe, Eliana, que está no céu, irmãos, Elisa e Carlos Guilherme, às minhas sobrinhas, às lindas Lara e Letícia, aos meus doces e animados filhos, Bruno e Rafael e ao meu querido e amado Ivan que cedeu o seu tempo carinhosamente para que eu me dedicasse a tese.

E por fim a Deus e aos meus anjos da guarda. Amém.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iii
RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1 REFERÊNCIAS.....	12
2 ÁRVORES EXÓTICAS INVASORAS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO CURITIBA, BRASIL.....	15
RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	15
2.1 INTRODUÇÃO.....	16
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	17
2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	23
2.5 REFERÊNCIAS.....	24
3 COMUNIDADE ARBÓREA DO PARQUE DA BARREIRINHA, CURITIBA, PARANÁ: REGISTRO E IMPLICAÇÕES SOBRE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS.....	27
RESUMO.....	27
ABSTRACT.....	27
3.1 INTRODUÇÃO.....	28
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	38
3.5 REFERÊNCIAS.....	39

4 <i>Pittosporum undulatum</i> Vent. (Pittosporaceae): ASPECTOS BOTÂNICOS, ECOLÓGICOS, ETNOBOTÂNICOS E SILVICULTURAIS.....	43
RESUMO.....	43
ABSTRACT.....	43
4.1 INTRODUÇÃO.....	43
4.2 ASPECTOS BOTÂNICOS.....	45
4.2.1 Classificação botânica.....	45
4.2.2 Caracterização botânica.....	46
4.3 DISTRIBUIÇÃO.....	47
4.4 ASPECTOS ECOLÓGICOS.....	47
4.4.1 Fenologia	50
4.4.2 Biologia da Reprodução.....	50
4.4.3 Dispersão.....	50
4.5 TOXICIDADE E BIOATIVIDADE.....	51
4.6 ASPECTOS ETNOBOTÂNICOS.....	52
4.7 CONTROLE E MANEJO.....	52
4.8 REFERÊNCIAS.....	56
5 <i>Pittosporum undulatum</i> Vent. (Pittosporaceae): ECOLOGIA POPULACIONAL COMO SUBSIDIO AO CONTROLE E ERRADICAÇÃO.....	61
RESUMO.....	61
ABSTRACT.....	61
5.1 INTRODUÇÃO.....	62
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	64
5.3 RESULTADOS.....	66
5.4 DISCUSSÃO.....	76
5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	80
5.6 REFERÊNCIAS.....	81
6 <i>Pittosporum undulatum</i> Vent. (Pittosporaceae): PRODUÇÃO DE SEMENTES E GERMINAÇÃO.....	84
RESUMO.....	84
ABSTRACT.....	84

6.1 INTRODUÇÃO.....	85
6.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	86
6.3 RESULTADOS	89
6.4 DISCUSSÃO.....	92
6.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	95
6.6 REFERÊNCIAS.....	96
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA O CONTROLE E MANEJO DO <i>Pittosporum undulatum</i> Vent.....	101

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 – Ilustração demonstrativa do processo de contaminação biológica. 1. plena diversidade de fauna e flora, com araucária, 2. redução da diversidade de fauna e flora, com araucária e presença de árvore exótica invasora, 3. domínio da vegetação com árvore exótica invasora.....	3
FIGURA 1.2 - Crescimento dos artigos científicos indexados na base “ISI Web of Science” sobre espécies invasoras em unidades de conservação.....	4
FIGURA 1.3 - Países que mais publicam artigos científicos indexados na base “ISI Web of Science” sobre espécies invasoras em unidades de conservação por países diferentes (1991-2011).....	5
FIGURA 1.4 - Principais periódicos indexados na base “ISI Web of Science” que publicam artigos científicos sobre espécies invasoras em unidades de conservação(1991-2011).....	5
FIGURA 1.5 - Áreas verdes (particular) e unidades de conservação de Curitiba (Parques e Bosques).....	8
FIGURA 1.6 - Localização do Parque da Barreirinha (A), foto aérea do Parque e do Horto da Barreirinha (B) e distribuição das unidades amostrais na área do Parque da Barreirinha (C).....	11
FIGURA 2.1 - Alfeneiro (<i>Ligustrum lucidum</i> W. T. Aiton) e pau incenso (<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.).....	19
FIGURA 2.2 - Pinus (<i>Pinus</i> spp) e eucalipto (<i>Eucalyptus</i> spp).....	20
FIGURA 2.3 - Uva japão (<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.) e amora (<i>Morus nigra</i> L.).....	22
FIGURA 3.1 - Status sucessional em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009).....	34
FIGURA 5.1 - Densidade (ni.ha ⁻¹) de <i>P. undulatum</i> , de acordo com a classe etária, em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	68
FIGURA 5.2 - Densidade (ni.m ⁻²) de <i>P. undulatum</i> de acordo com a classe etária (P= plântula, JI= jovem, JII= jovem II, A= adulto) registrada em quatro unidades amostrais instaladas em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	68

FIGURA 5.3 - Distribuição de classes diamétricas dos indivíduos de <i>P. undulatum</i> registrada em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	71
FIGURA 5.4 - Dinâmica populacional de <i>P. undulatum</i> amostrada no Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	75
FIGURA 5.5 - Ciclo de vida diagramático potencial de indivíduos de <i>Pittosporum undulatum</i>	76
FIGURA 6.1 - Período médio de germinação (dias) (média \pm erro padrão) de sementes de <i>P. undulatum</i> recém colhidas e armazenadas por 12 meses sob diferentes condições de luminosidade.....	89
FIGURA 6.2 - Porcentagem de germinação (média \pm erro padrão) de sementes de <i>P. undulatum</i> recém colhidas e armazenadas por 12 meses sob diferentes condições de luminosidade.....	90
FIGURA 6.3 - A: Índice de velocidade de germinação (média \pm erro padrão) de sementes de <i>P. undulatum</i> recém colhidas e armazenadas por 12 meses. B: Índice de velocidade de germinação (média \pm erro padrão) de sementes de <i>P. undulatum</i> recém colhidas e armazenadas por 12 meses em diferentes condições de luminosidade.....	91

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - Árvores exóticas invasoras nas 22 unidades de conservação de Curitiba, PR.....	21
TABELA 3.1 - Espécies amostradas em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009).....	31
TABELA 3.2 - Índice de similaridade de Sorensen (Js) e índice de diversidade de Shannon (H'), entre as unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009).....	33
TABELA 3.3 - Dados florísticos e estruturais das áreas amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009).....	33
TABELA 5.1 - Análise de variância dos dados referentes a luminosidade, temperatura e umidade das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	67
TABELA 5.2 - Comparação das médias referentes a luminosidade, temperatura e umidade das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	67
TABELA 5.3 - Análise de variância dos dados referentes ao solo (pH, carbono, argila e umidade) das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	67
TABELA 5.4 - Comparação das médias referentes ao solo (pH, Carbono, Argila e Umidade) das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	67
TABELA 5.5 - Altura média de <i>P. undulatum</i> em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	70
TABELA 5.6 - Taxa de crescimento em altura ($m.an^{-1}$) de <i>P. undulatum</i> , em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	70
TABELA 5.7 - Diâmetro médio à altura do colo (cm) de <i>P. undulatum</i> em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	72

TABELA 5.8 - Taxa de diâmetro à altura do colo (cm.ano ⁻¹) de <i>P. undulatum</i> em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	72
TABELA 5.9 - Taxa finita de aumento populacional (λ) registrada para <i>P. undulatum</i> em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR, (2008-2010).....	73
TABELA 5.10 - Taxas de mortalidade, natalidade, sobrevivência e mudança de fase de plântulas (% de ind.ha ⁻¹) de <i>P. undulatum</i> registradas em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	73
TABELA 5.11 - Densidade (ind.ha ⁻¹), taxa de sobrevivência (%), taxa de transição (%), probabilidade de sobreviver e permanecer no mesmo estágio de desenvolvimento (Pi), probabilidade de sobreviver e mudar de estágio de desenvolvimento (Gi) para <i>P. undulatum</i> , em remanescente de Floresta com Araucária Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010).....	74

RESUMO

A flora das Unidades de Conservação muitas vezes representa os últimos remanescentes da vegetação nativa de uma região. No entanto, quando em cidades, estes espaços sofrem os efeitos dos processos de urbanização tornando-os suscetíveis à contaminação biológica por espécies exóticas invasoras. Espécie invasora é aquela exótica em ecossistema natural ou antrópico, que desenvolve altas taxas de crescimento, reprodução e dispersão e, sem assistência humana ameaçando habitats naturais ou semi-naturais fora do seu território de origem e causando impactos econômicos, sociais e ambientais. As espécies exóticas invasoras são consideradas atualmente a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats pela exploração humana direta. Apesar disto, estudos sobre espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação são poucos e recentes. Os diferentes capítulos que compõem este documento apresentam resultados de pesquisa que visaram subsidiar o controle e manejo destas espécies em áreas de mata nativa. Fazem parte desta pesquisa o diagnóstico de árvores exóticas invasoras (AEI) em Unidades de Conservação de Curitiba, detalhando aquela onde se constatou contaminação biológica relevante e uma espécie freqüente, *Pittosporum undulatum*. Neste caso estudou-se os seus aspectos botânicos e ecológicos, estruturais e dinâmica populacional, bem como condições germinativas. Concluindo-se, este documento apresenta propostas e recomendações que visam o melhor entendimento sobre a ecologia e sobre métodos naturais e eficazes de controle e manejo do *Pittosporum undulatum*.

Palavras chaves: *Pittosporum undulatum*. Contaminação biológica. Infestação biológica.

ABSTRACT

The flora of protected areas often represents the last remnant native vegetation in a region. When in cities, these areas suffer from the effects of urbanization making them susceptible to biological contamination by invasive alien species. Invasive alien species can be found in natural or man-made ecosystems, they exhibit high rates of growth, reproduction and dispersal without any human assistance, threatening natural and semi-natural habitats outside their territory of origin, causing economic, social and environmental impacts. Invasive alien species are currently considered the second greatest global threat to biodiversity, second only to habitat destruction by direct human exploitation. Despite this, studies on invasive alien species in protected areas are scarce and quite recent. The different chapters of this document present research results aimed at helping to control and manage these species in areas of native forest. This study includes the diagnosis of invasive alien trees (IAT) in Conservation Units of Curitiba, detailing those where significant biological contamination was found and the frequently found species, *Pittosporum undulatum*. In this case we studied their botanical, ecological and structural aspects in addition to population dynamics, and germ conditions. In conclusion, this paper has put forward proposals and recommendations aimed at promoting a better understanding of the ecology and effective natural methods for the control and management of *Pittosporum undulatum*.

Key words: *Pittosporum undulatum*. Biological contamination. Biological infestation.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O tema meio ambiente vem desencadeando inúmeras mudanças e discussões no âmbito político, educacional, científico e social. Países unem-se para firmar acordos visando a redução da emissão de gases efeito estufa e outros isoladamente adéquam sua legislação. Independente da dimensão de cada iniciativa, elas têm como objetivo a conservação da biodiversidade global.

Preservar as áreas intactas é a chave para a conservação da biodiversidade. Uma alternativa viável é promover a criação de Unidades de Conservação (UCs), representadas nas cidades por Parques e Bosques urbanos. Esses espaços abrigam espécies ameaçadas, bem como as de grande valor ecológico (ALVEY, 2006), são essenciais para a manutenção da qualidade de vida, reduzindo a poluição aérea por meio da filtragem de gases e partículas e a emissão de CO₂ (TURNER *et al.*, 2005). Além disto, preservam a flora local e reforçam identidades regionais (HEIDEN *et al.*, 2006). A flora das UCs muitas vezes representa os últimos remanescentes da vegetação nativa de uma região, e mesmo havendo restrições de uso, por estarem inseridas em meio urbano, estas áreas sofrem pressões antrópicas. Em condições extremas, há formação de trilhas e clareiras que oportunizam o estabelecimento de árvores exóticas invasoras (AEIs) (IURK *et al.*, 2009).

Contaminação ou infestação biológica é o processo de introdução e adaptação de espécies exóticas que se adaptam naturalmente e podem se tornar invasoras, provocando mudanças nos ecossistemas naturais (ZILLER, 2000). Isto pode afetar a saúde humana, contribuir para a instabilidade social e econômica (MCNEELY *et al.*, 2001) e alterar processos ecológicos, como: ciclagem de nutrientes, taxas de decomposição, cadeias tróficas, processos evolutivos, polinização, estrutura, perdas de biodiversidade e valor estético de paisagem (ZILLER, 2000). A contaminação biológica se disseminar progressivamente, dificultando a resiliência da comunidade natural (PIMM, 1991), tornando-se um problema a longo prazo com dimensões mais agravantes do que a poluição química, por exemplo (WESTBROOKS, 1998).

De acordo com Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (2007) são consideradas espécies exóticas as espécies, sub-espécies ou taxons inferiores introduzidos fora da sua área natural de distribuição presente ou passada, incluindo qualquer parte, gametas, ovos, sementes, ou

propágulos dessas espécies que possam sobreviver e reproduzir-se. Existindo três categorias de espécie exótica, a saber:

- Contida: refere-se à espécie cujo potencial de invasão é reconhecido pelo histórico de invasão em outros locais, porém se encontra com a dispersão limitada em função do uso a que se destina, por controle humano.
- Introduzida: refere-se à espécie cujo potencial de invasão é reconhecido pelo histórico de invasão em locais fora do Estado, porém sem expressão de invasão reconhecido até o momento, ou seja, em estado latente.
- Estabelecida: refere-se à espécie cujo potencial de invasão é reconhecido pelo histórico de invasão em outros locais, já em estágio de auto-regeneração.

Espécie invasora é aquela exótica em ecossistema natural ou antrópico, que desenvolve altas taxas de crescimento, reprodução e dispersão (RICHARDSON *et al.*, 2000). De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 2008), espécie invasora é aquela introduzida que avança, sem assistência humana, ameaçando habitats naturais ou semi-naturais fora do seu território de origem causando impactos econômicos, sociais e ambientais. Segundo GISP (2002) antes da planta ser considerada exótica invasora, ela deve ultrapassar duas fases: introdução e estabelecimento. A primeira diz respeito a qualquer espécie proveniente de ambiente ou de região diferente. A segunda é aquela que consegue estabelecer populações auto-sustentáveis. Somente quando a espécie avança sobre ambientes naturais e alterados que é denominada exótica invasora.

O conceito de planta exótica invasora não pode ser confundido com o de erva daninha ou com uma planta nativa que por ocasião de desequilíbrio ambiental se torna impactante no meio em que vive. Espécie nativa é aquela que evoluiu no ambiente sem a interferência humana. As espécies exóticas estão em ambiente fora de seu local de origem, por ação do homem (intencional ou acidental), sendo considerada casual quando não possui capacidade de formar população persistente. A exótica naturalizada é hábil em formar população persistente e conviver com a comunidade nativa sem invadir o ecossistema natural ou antrópico. E por fim, uma espécie é considerada superdominante quando é nativa, mas se comporta como invasora, mediante desequilíbrio ambiental (RICHARDSON *et al.*, 2000).

As espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, à agricultura e à saúde humana, perdendo apenas para a destruição de habitats pela exploração humana direta (ZILLER, 2000; LAKE e LEISHMAN, 2004; MURPHY e CHEESMAN, 2006). Espécies exóticas invasoras podem ocupar e reduzir em abundância e

extensão o espaço de espécies nativas, aumentando riscos de extinção de populações locais (ESPÍNDOLA *et al.*, 2005; IAP, 2007) e provocando transformação na estrutura e composição das espécies do ecossistema por repressão ou exclusão de tais espécies (BROWN *et al.*, 2006) (CURITIBA, 2008) (FIGURA 1.1).



FIGURA 1.1 – Ilustração demonstrativa do processo de contaminação biológica. 1. plena diversidade de fauna e flora com araucária, 2. redução da diversidade de fauna e flora com araucária e presença de árvore exótica invasora, 3. domínio da vegetação com árvore exótica invasora

FONTE: Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Curitiba (2009)

O efeito da presença de árvores exóticas invasoras (AEIs) em Unidades de Conservação requer conhecimento sobre a ecologia e o controle dessas espécies, envolvendo aspectos como: meios de entrada/dispersão, características biológicas, relação entre atividades humanas e sua disseminação, impactos sócio-econômicos, aspectos legais e técnicas de manejo (ZILLER, 2001). Há estudos que evidenciaram o impacto causado por espécies

exóticas invasoras, indicando a necessidade de melhor entendimento sobre o assunto. Por exemplo, DeCandido (2004) observou num parque urbano (New York, EUA) que em quase 50 anos, 25,5% da vegetação nativa foi suprimida desse local, numa taxa anual de 2,9 plantas, mas em contrapartida o número de plantas exóticas e de exóticas invasoras aumentou.

É notório que a questão sobre espécie exótica invasora tem despertado interesse pela comunidade científica, haja visto o crescente número de artigos publicados na última década (FIGURA 1.2) tanto por países desenvolvidos como EUA como em desenvolvimento, a exemplo do Brasil (FIGURA 1.3). Percebe-se da mesma forma que o tema abrange principalmente questões ecológicas, de conservação ambiental e de manejo, pois as publicações científicas são efetuadas em revistas especializadas nestas áreas (FIGURA 1.4).

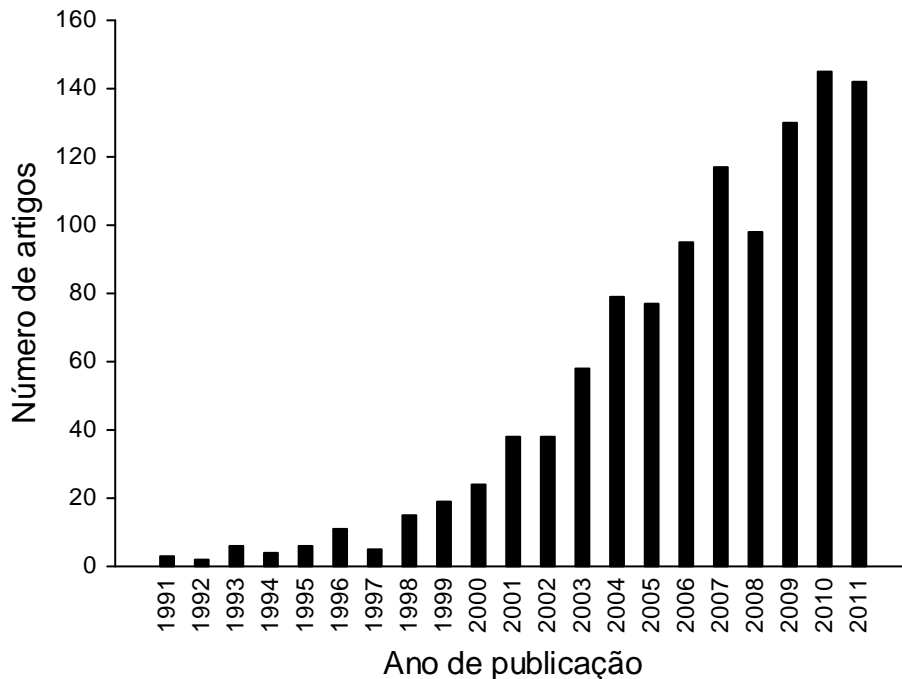


FIGURA 1.2 - Crescimento dos artigos científicos indexados na base “ISI Web of Science” sobre espécies invasoras em unidades de conservação

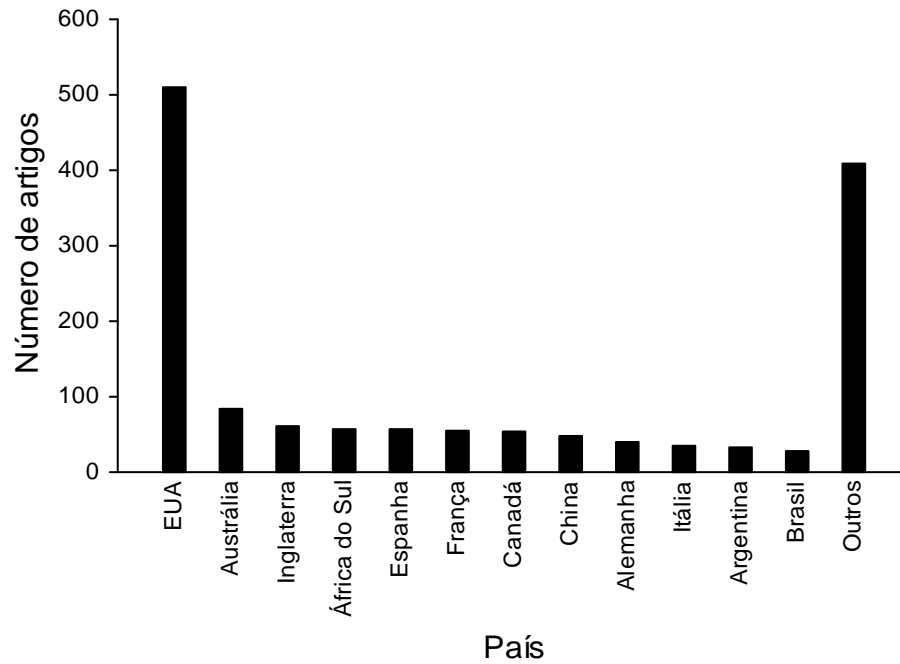


FIGURA 1.3 - Países que mais publicam artigos científicos indexados na base “ISI Web of Science” sobre espécies invasoras em unidades de conservação por diferentes países (1991-2011)

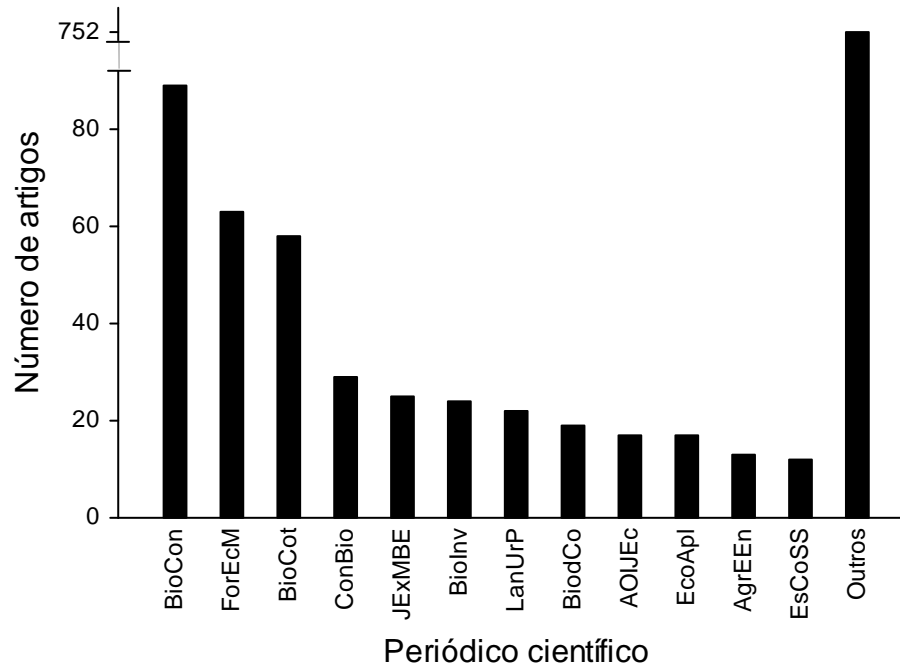


FIGURA 1.4 - Principais periódicos indexados na base “ISI Web of Science” que publicam artigos científicos sobre espécies invasoras em unidades de conservação (1991-2011)

Legenda: BioCon = Biological Conservation, ForEcM = Forest Ecology and Management, BioCot = Biological Control, ConBio = Conservation Biology, JExMBE = Journal of Experimental Marine Biology And Ecology, BioInv = Biological Invasions, LanUrP = Landscape And Urban Planning, BiodCo = Biodiversity and Conservation, AOIJEC = Acta Oecologica International Journal of Ecology, EcoApl = Ecological Applications, AgrEEEn = Agriculture Ecosystems Environment, EsCoSS = Estuarine Coastal and Shelf Science

Os fatores que motivam ou favorecem a contaminação biológica estão relacionados ao clima, solo e relevo (ZANCHETTA e DINIZ, 2006; RIBEIRO e ZAÚ, 2007) e podem ocorrer de forma direta, pela competição por recursos como luz, água e nutrientes, ou indiretamente, pela alteração na forma com que tais nutrientes circulam através do sistema (ZILLER, 2001; GISP, 2002). Jager *et al.* (2007) observaram que nas áreas mais suscetíveis à contaminação por *Chinchona pubescens* Vahl, no arquipélago de Galápagos, houve interferência da intensidade luminosa. Jorgensen e Kollman (2008) relacionaram a espécie estudada (*Rosa rugosa* Thunb.) com a orla marítima, casas e estradas, onde ocorreu a dispersão da planta. Os níveis de nutrientes e o pH interferiram na intensidade da contaminação biológica. Bredow (2000) observou que a presença da espécie invasora (*Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth) esteve relacionada ao pH e ao nível de argila e que nenhuma correlação entre o nível de nutrientes e a taxa da dispersão desta planta foi identificada.

A questão da invasão biológica exige o planejamento de medidas, inclusive no que tange ao seu manejo e monitoramento. No Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba (SP) observou-se o risco de contaminação biológica por *Terminalia cattapa* (Gaertn.) Eichler, entretanto a planta não foi considerada invasora, sendo indicado seu acompanhamento sem remoção em virtude do processo de estabelecimento evidenciado (SANCHES *et al.*, 2007). Na Estação Ecológica de Itirapina (SP) foi verificada a contaminação biológica por pinus (ZANCHETTA e DINIZ, 2006), direcionando os trabalhos iniciais para sua remoção. Em uma espécie arbustiva invasora (*Dracena fragans* (L.) Ker Gawl.), foram testados diversos métodos de controle e nenhum deles mostrou-se eficaz isoladamente (RIBEIRO e ZAÚ, 2007). Sendo assim o manejo precisou ser adequado de modo a evitar o deslocamento das espécies nativas. Em contrapartida, para a árvore exótica invasora pau incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.), o controle químico demonstrou eficiência, exceto nas áreas declivosas em que há dificuldade de acesso (CORDEIRO *et al.*, 2005).

O controle e manejo de plantas exóticas invasoras em maciços florestais nativos e sobre os fatores que contribuem para seu estabelecimento variam de acordo com a espécie. Em função do efeito deletério que estas plantas causam ao meio ambiente, identificar a forma eficaz de manejo representa um ganho ambiental, favorece a otimização de recursos humanos e financeiros resultando na conservação da ambiental.

A Prefeitura Municipal de Curitiba é reconhecida pelo empenho na manutenção de áreas verdes, particulares e públicas sendo que Parques e Bosques municipais (UC's) representam aproximadamente 5% do remanescente de Floresta Ombrófila Mista (313 ha)

(FIGURA 1.5). Pelo comprometimento em manter a integridade dessas áreas, a Prefeitura Municipal de Curitiba iniciou um programa em 2007 denominado BIOCIDADE que inclui em suas ações a erradicação ou controle das árvores exóticas invasoras das UCs municipais. Entretanto, para uma ação exitosa que subsidiasse medidas de manejo e controle eficazes, foi necessário um melhor conhecimento acerca da realidade das suas UCs em relação à contaminação biológica. Frente a isso, organizou-se a presente pesquisa e seus resultados apresentados nos cinco capítulos que compõem este documento.

Sendo assim, no primeiro capítulo “ÁRVORES EXÓTICAS INVASORAS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, CURITIBA, BRASIL” apresenta-se os resultados do levantamento qualitativo e quantitativo das árvores exóticas invasoras nas UCs de Curitiba, com respectiva identificação, densidade e frequência dessas espécies.

A UC com maiores índices de densidade e diversidade de AEI foi objeto apresentado no segundo capítulo: “COMUNIDADE ARBÓREA DO PARQUE DA BARREIRINHA, CURITIBA, PARANÁ: REGISTRO E IMPLICAÇÕES SOBRE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS” que apresenta resultado da análise da influência de árvores exóticas invasoras em remanescente de Floresta com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista (FOM), inserido no Parque da Barreirinha com a determinação do valor de importância das espécies exóticas invasoras existentes.

Dado ao *Pittosporum undulatum* ter sido identificado com maior valor de importância realizou-se pesquisa bibliográfica aprofundada sobre esta espécie cujos resultados são apresentados no terceiro capítulo, “*Pittosporum undulatum* Vent.: ASPECTOS BOTÂNICOS, ECOLÓGICOS, ETNOBOTÂNICOS E SILVICULTURAIS”.

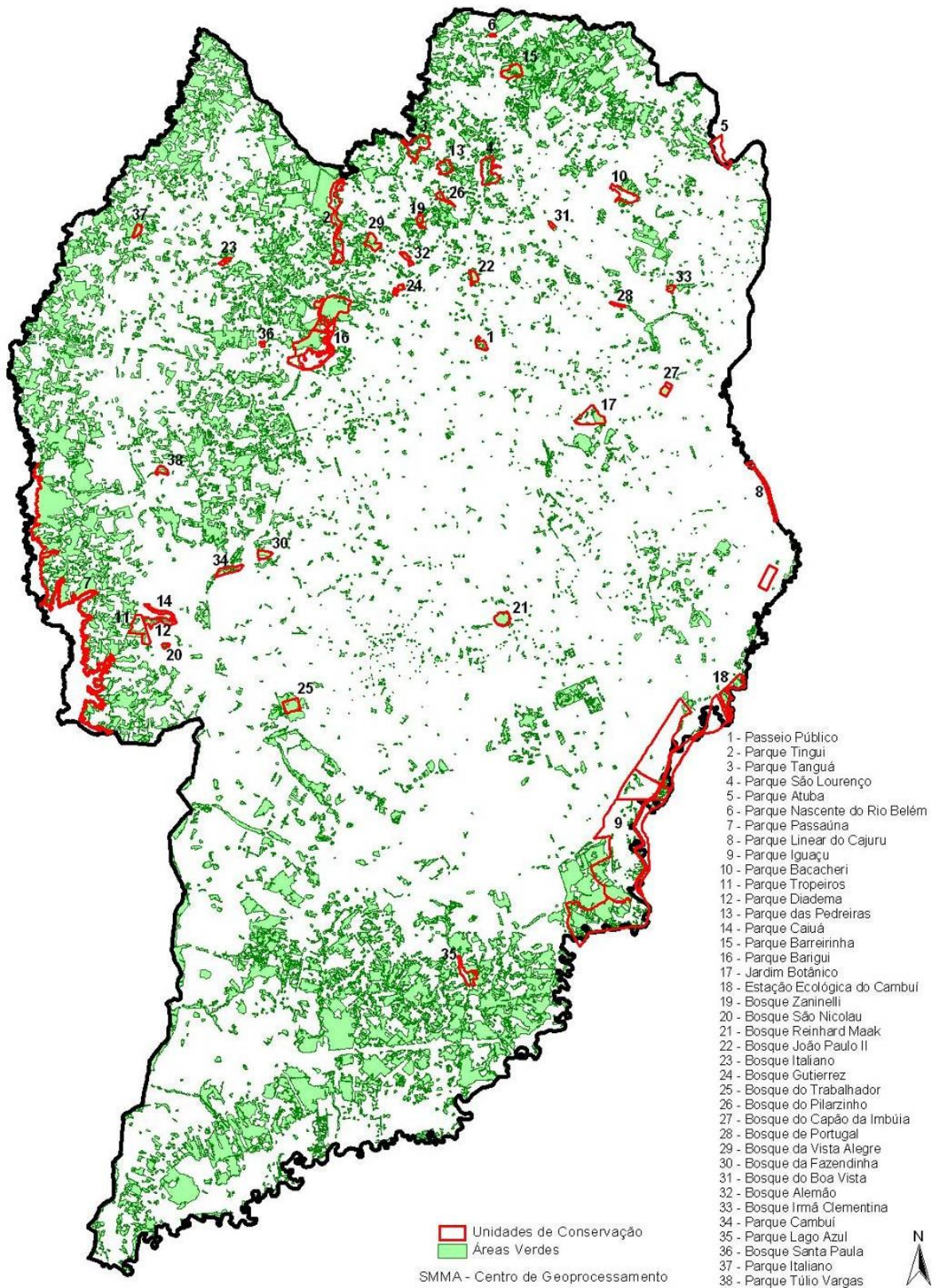


FIGURA 1.5 – Áreas verdes (particulares) e unidades de conservação de Curitiba (Parques e Bosques)

FONTE: Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Curitiba (2010)

Visando contribuir para melhor entendimento da ecologia do *Pittosporum undulatum* apresenta-se o quarto capítulo “*Pittosporum undulatum* Vent.: ECOLOGIA POPULACIONAL COMO SUBSÍDIO AO CONTROLE E ERRADICAÇÃO” com a análise da estrutura e dinâmica populacional da espécie em remanescente de Floresta com Araucária no Parque da Barreirinha.

Adicionalmente no capítulo V, “*Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae): PRODUÇÃO DE SEMENTES E GERMINAÇÃO” avalia-se o comportamento das sementes de *Pittosporum undulatum* visando subsidiar estratégias eficazes de controle.

Concluindo, apresentam-se propostas e recomendações no sentido de promover métodos de controle ecológicos com o mínimo de impacto ambiental e eficazes para AEIs, especificamente para o *Pittosporum undulatum*.

Contextualização histórica do local de Estudo - Parque da Barreirinha

A criação de Parques e Bosques em áreas urbanas brasileiras insere-se dentro da política de preservação ambiental e melhoria de qualidade de vida, definida com base no II Plano Nacional de Desenvolvimento (IIPND), de 1976. Essa política de preservação se institucionalizou na forma de leis e decretos municipais somente no final dos anos 70. Isto provocou uma substancial modificação na paisagem urbana devido à expressiva arborização, ao embelezamento e à restauração de praças, jardins e logradouros públicos (OLIVEIRA, 1996).

Na literatura jurídica do Município de Curitiba, Parques e Bosques aparecem pela primeira vez dentro da política de preservação das áreas públicas arborizadas da cidade, no Código de Obras e Posturas do Município (Lei 699/53) e no Plano Diretor de 1965 (OLIVEIRA, 1996). Curitiba se interessou pela preservação das áreas verdes antes que Políticas Nacionais fossem adotadas e o grande impulso ocorreu somente a partir dos anos 70, modificando drasticamente a paisagem urbana da cidade (OLIVEIRA, 1996). Entre os anos de 1972 e 1982, foram criados três Parques e três Bosques, correspondendo a 10 milhões de m² de áreas verdes ou 2,31% de área do município preservada (OLIVEIRA, 1996). Esses espaços, assim como os que surgiram nas décadas seguintes, apresentavam seus traçados derivados dos atributos naturais de onde se situam, preservando bosques de araucárias, flora e fauna locais, principalmente de espécies nativas, garantindo áreas de contemplação, esporte, lazer e cultura (CASTELNOU, 2006). Em 2005, as áreas verdes de Curitiba entre

propriedades particulares e públicas somavam 7774,7 ha de maciços florestais, perfazendo uma área equivalente a 18 % da área total do município. Entre as áreas públicas aproximadamente 2.000 ha foram transformados em 34 Unidades de Conservação entre Parques e Bosques, o qual se somam 350 ha de florestas (CURITIBA, 2008).

Entre todas as Unidades de Conservação (UCs) o Parque da Barreirinha é uma das mais antigas. Este foi criado em 1959, por Iberê de Mattos nominando-o primeiramente como Parque de Recreação Pública, por meio do Decreto nº753. Contudo, foi entregue a população anos depois, em 1972 pelo então prefeito Jaime Lerner. Oficialmente, ainda não foi homologado oficialmente como “Parque Natural Municipal da Barreirinha” (SERAFIM, 2005). O Parque localiza-se na face norte da cidade (FIGURA 1.6 A), na avenida Anita Garibaldi, 6010, no bairro que dá nome ao Parque, distante nove km do centro da cidade (SERAFIM, 2005). A área do Parque da Barreirinha é de 27,5 ha, incluindo o viveiro de produção de mudas denominado Horto da Barreirinha (FIGURA 1.6 B). Desta forma a área propriamente dita do Parque atinge 13,2 ha (SERAFIM, 2005). A cobertura florestal desta UC corresponde aproximadamente a 4,3 ha de remanescente da Floresta Ombrófila Mista (FOM), além de áreas com vegetação graminóide e arbóreas isoladas, lagos, trilhas e construções (FIGURA 1.6 C). O Parque é constituído de mata de característica primária, exibindo exemplares de araucárias e uma grande diversidade de espécies arbóreas (ROTTA, 1977). Os solos predominantes nas áreas não hidromórficas são os latossolos, cambissolos e organossolos e nas áreas hidromórficas são os gleissolos (ITCG, 2010).

Para a realização deste estudo foram coletados dados em 2008, 2009, 2010 e 2011 em quatro unidades amostrais de 400 m² cada (4 x 20m x 20m), correspondendo a uma área de 1600 m² (0,16 ha) (aproximadamente 4% da área total de cobertura vegetal). A seleção das unidades amostrais ocorreu por meio de estudo preliminar, observando-se gradiente visual dos indivíduos adultos da principal árvore exótica invasora, *Pittosporum undulatum*, distribuídas de modo a representar a vegetação arbórea do Parque (FIGURA 1.6 C), a saber:

- Unidade amostral 1: próxima ao acesso principal do Parque e a imóveis particulares. Presença de indivíduos adultos e regeneração abundante de *Pittosporum undulatum*.
- Unidade amostral 2: presença de indivíduos adultos e regeneração moderada de *Pittosporum undulatum*.
- Unidade amostral 3: apenas regeneração de *Pittosporum undulatum*, em menor proporção que nas unidades 1 e 2.

- Unidade amostral 4: pouca regeneração de *Pittosporum undulatum* e presença de indivíduos de *Araucaria angustifolia*.

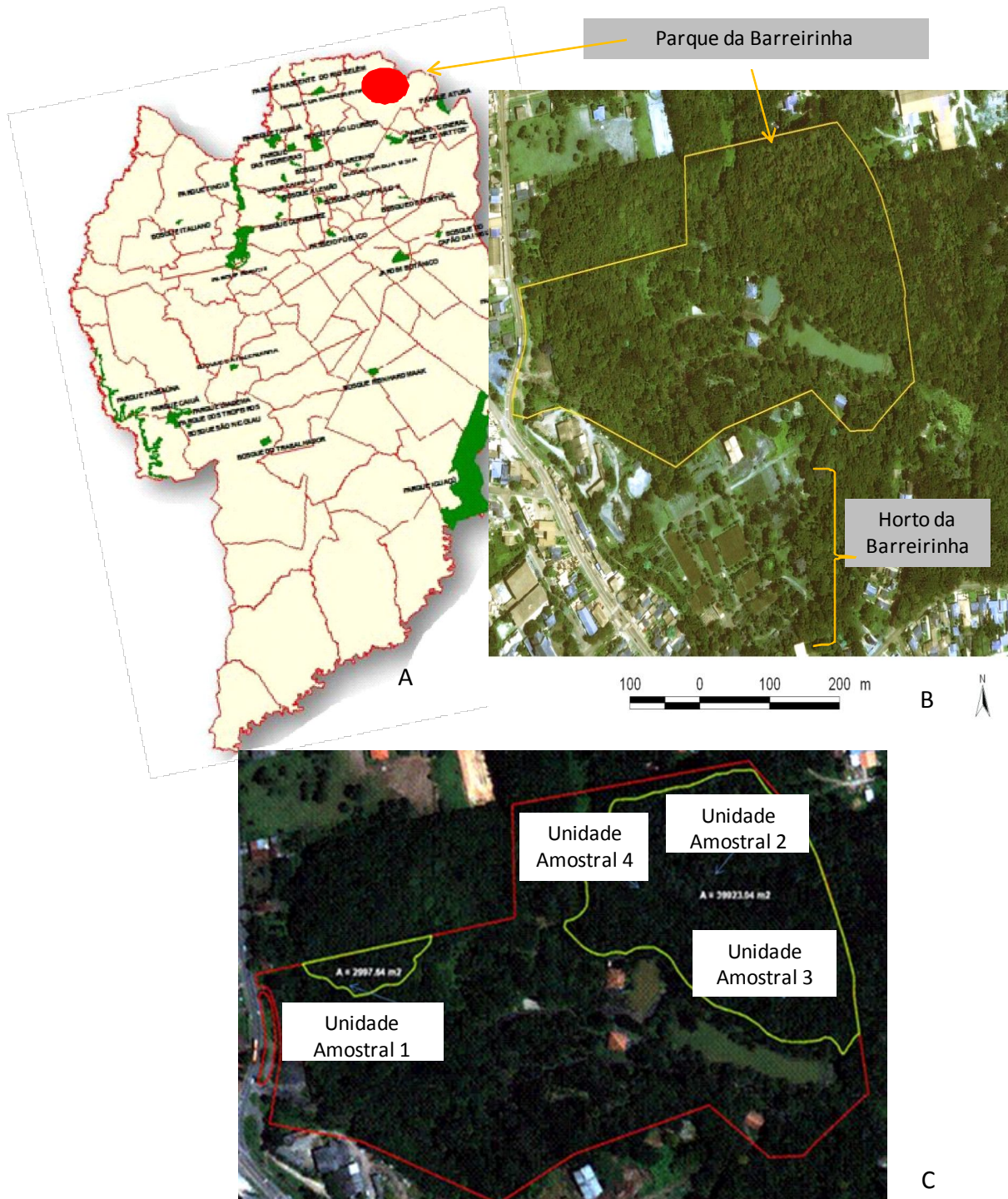


FIGURA 1.6 - Localização do Parque da Barreirinha (A), foto aérea do Parque e do Horto da Barreirinha (B) e distribuição das unidades amostrais na área do Parque da Barreirinha (C)

1.1 REFERÊNCIAS

ALVEY, A. A. Promoting and preserving biodiversity in the urban Forest. **Urban Forestry & Urban Greening**, n. 5, p. 195-201, 2006.

BREDOW, E. A. **Atributos do solo em áreas de ocorrência de *Tecoma stans* (L.) Juss. Ex. Kunth (Bignoniaceae) no Estado do Paraná**. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

CASTELNOU, A. M. N. Parques urbanos de Curitiba: de espaços de lazer a objetos de consumo. **Cadernos de arquitetura e urbanismo**, v. 13, n. 14, p. 53-73, dez. 2006.

CDB – Convention on Biological Diversity. 2008. **CDB Handbook**. 3rd ed. Disponível em <<http://www.cbd.int/handbook/>>. Acesso em: 14/4/2010.

CORDEIRO, N.; SILVA, L.; ILLAS, X.; MARTINEZ, A. Distribuição e abundância de *Pittosporum undulatum* na Ilha do Pico (Açores). **Relatório Departamento Biologia**, v. 34, p. 235-244, 2005.

CURITIBA. Diagnóstico Ambiental. Disponível em: <http://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/MeioAmbiente/PlanoAmbiental/DIAGNOSTICO_AMBIENTAL_DO_MUNICIPIO_DE_CURITIBA.pdf>. Acesso em: 14/4/2009.

CURITIBA. **Plano municipal de controle ambiental e desenvolvimento sustentável – III Versão**. Curitiba, 2008. Disponível em: <www.curitiba.pr.gov.br>. Acesso em: 02/8/2010.

DECANDIDO, R. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947-1998. **Biological Conservation**, n. 120, p. 129-136, 2004.

ESPÍNDOLA, M. B. DE.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, n. 18, v. 1, p. 27-38, 2005.

GISP. 2002. **Global Invasive Species Programme**. Disponível em: <www://jasper.stanford.edu/gisp>. Acesso em: 27/11/2009.

HEIDEN, G.; BARBIERI, R. L.; STUMPF, E. R. T. Considerações sobre o uso e plantas nativas ornamentais. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, n. 12, v. 1, p. 2-7, 2006.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Portaria IAP n° 095, de 22 de abril de 2007. Reconhece a **Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná**, estabelece normas de controle e dá outras providências. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/Portaria_IAP_074.pdf>. Acesso em: 03/12/2009.

ITCG. Instituto de Cartografia do Paraná. Disponível em: <www.icg.pr.gov.br> Acesso em: 20/8/2010.

IURK, M. C.; SANTOS E. P. DOS; DLUGOSZ F. L.; TARDIVO R. C. Levantamento florístico de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Aluvial do Rio Iguaçu, Município de Palmeira (PR). **Floresta**, v. 39, n. 3, p. 605-617, jul./set. 2009.

JAGER, H.; TYE, A.; KOWARIK, I. Tree invasion in naturally treeless environments; Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. **Biological Conservation**, n. 140, p. 297-307, 2007.

JORGENSEN, R. H.; KOLLMAN, J. Invasion of coastal dunes by alien shrub *Rosa rugosa* is associated with roads, tracks and house. **Flora**, 204, 289-297, 2008.

LAKE, J. C.; LEISHMAN, M. R. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. **Biological Conservation**, n. 117, p. 215-226, 2004.

MCNEELY, J. A.; MOONEY, H. A.; NEVILLE, L. E.; SCHEL, P.; WAAGE, J. A. **Global strategy on invasive alien species**. Dome Printing: Sacramento, 2001, 50 p. Disponível em: <www.gisp.org/downloadpubs/globalstrategy.pdf>. Acesso em: 10/10/2008.

MURPHY, D. D.; CHEESMAN, S. T. The aid trade – International programs as pathways for introduction of invasive alien species. **Environment Department Papers**, n. 109, p. 1-40, march, 2006.

OLIVEIRA, M. Perfil ambiental de uma metrópole brasileira: Curitiba, seus Parques e bosques. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, n. 88, p. 37- 51, maio./ago. 1996.

PIMM, S. L. **The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities**. The University of Chicago Press: Chicago, 1991. 434 p.

RIBEIRO, M. de O.; ZAÚ, A. S. Levantamento populacional e manejo da exótica invasora *Dracaena fragans* (L.) Ker-Gawl (Liliaceae), em um trecho de Floresta Atlântica sob efeitos de borda no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 21-23, 2007.

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

ROTTA, E. Identificação dendrológica do Parque Municipal da Barreirinha, Curitiba, PR. **Revista Floresta**, v. 8, n. 1, p. 78-80, 1977.

SANCHES, J. H.; MAGRO, T. C.; SILVA, D. F. Distribuição espacial da *Terminalia catappa* L. em área de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/SP. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, 2007, Florianópolis. **Anais...INPE:2007**, p. 1831-1838.

SERAFIM, D. da S. **Diagnóstico das Unidades de Conservação de Curitiba PR.** 2005. 192 f. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Naturais) – Pontifícia Universidade Católica, Curitiba.

TURNER, K.; LEFLER, L.; FREEDMAN, B. Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. **Landscape and Urban Planning**, n. 71, p. 191-206, 2005.

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

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica.** 268 f. (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

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

WESTBROOKS, R. **Invasive plants: changing the landscape of America: fact book.** Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotics Weeds. Washington DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds 1998. 107 p.

2 INVASIVE EXOTIC TREES IN THE CONSERVATION UNITS IN CURITIBA, BRAZIL

ÁRVORES EXÓTICAS INVASORAS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE CURITIBA, BRASIL

E.C. Mielke¹, F.L. Cuquel², R.R.B. Negrelle³, and W. Pizzato¹

¹ Prefeitura Municipal de Curitiba, Secretaria Municipal do Meio Ambiente

² Universidade Federal do Paraná, Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo

³ Universidade Federal do Paraná, Departamento de Botânica

Resumo

Um dos grandes problemas no mundo é a perda de biodiversidade nas unidades da conservação (UCs) devido a sua infestação pelas árvores exóticas invasoras (AEIs). Visando fornecer base adicional à melhor compreensão da dispersão global das AEIs, assim como ao seu controle local, os resultados de um exame qualitativo e quantitativo das AEIs (≥ 15 cm de dap) em 22 UCs de Curitiba (Paraná, Brasil) são apresentados e discutidos.

Palavras-chaves: biodiversidade urbana, paisagem urbana, espécie estrangeira invasora.

Abstract

One of the greatest world problems is the loss of biodiversity in conservation units (CUs) due to their infestation by invasive exotic trees (IETs). Aiming to provide additional basis to the better understanding of the IETs global dispersion as well as to their local control, the results from a qualitative and quantitative IETs survey (DBH ≥ 15 cm) at 22 CUs of Curitiba (Parana State, Southern Brazil) are presented and discussed.

Key words: urban biodiversity, urban landscape, invasive alien species.

2.1 INTRODUÇÃO

Nas cidades a caracterização da vegetação depende de como o processo de urbanização ocorre. Quando é de forma espontânea ou mesmo quando não são considerados componentes ambientais, como relevo, recursos hídricos, fauna e vegetação, pode gerar distúrbios ou condições capazes de levar à extinção do remanescente original. Os elementos que integram a urbanização tendem a ser afetados pela agricultura, recreação, rodovias e muitos outros impactos humanos de transformações que acompanham a expansão urbana (ACAR *et al.*, 2007). Segundo Jacobi (2009), a urbanização é inversamente proporcional a abundância de espécies e oportuniza a contaminação biológica por árvores exóticas invasoras. O incentivo ao uso e manutenção de plantas autóctones em detrimento das plantas exóticas invasoras que na maioria dos casos foram introduzidas pelo uso da horticultura (REICHARD e WHITE, 2001) é fundamental para a redução do impacto ambiental (HEIDEN *et al.*, 2006).

As espécies exóticas invasoras são uma ameaça à biodiversidade global em áreas naturais (LAKE e LEISHMAN, 2004). A infestação biológica é o processo da introdução e adaptação da espécie exótica que pode se tornar invasora causando mudanças em ecossistemas naturais (ZILLER, 2001). Este processo pode afetar a saúde humana, contribuir para a instabilidade social e econômica (MCNEELY *et al.*, 2001), e mudar processos ecológicos, como: ciclagem de nutrientes, taxas da decomposição, processos ecológicos, polinização, biodiversidade e valor estético da paisagem (ZILLER, 2001). A infestação biológica tende a multiplicar progressivamente e reduzir a capacidade de regeneração ou resiliência (PIMM, 1991), transformando-se em um problema com dimensões elevadas (WESTBROOKS, 1998).

Programas que tratem do manejo das espécies invasoras são de fundamental importância para a conservação das Unidades de Conservação (UCs) de Curitiba. Alvey (2006) e Azevedo (2009) realizaram um inventário das árvores a fim de planejar estratégias de ações relativas à conservação da vegetação nativa. A Prefeitura de Curitiba pouco conhecia sobre integridade biológica de suas UCs, frente às usuais pressões da urbanização, incluindo as espécies exóticas invasoras.

Visando fornecer base adicional à melhor compreensão da dispersão global do AEIs, assim como ao seu controle local, os resultados de um exame qualitativo e quantitativo das AEIs em 22 UCs de Curitiba (Paraná, Brasil) são apresentados e discutidos.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente inventário foi realizado de maio 2007 a junho 2008, nas 22 UCs de Curitiba, capital do Estado do Paraná, Sul do Brasil. Esta cidade localiza-se a 934.6 m acima do nível do mar, região coberta naturalmente pela Floresta com Araucária. O clima é classificado, de acordo com Köppen, como clima subtropical de Cfb-mesotérmico, úmido, com verões frescos e geadas severas numa média de 5 por ano, sem estação seca. A temperatura média anual é 16.5 °C (MAACK, 1981). Os solos predominantes nas áreas não hidromórficas são os latossolos, cambissolos e organossolos e nas áreas hidromórficas são os gleissolos (ITCG, 2010).

O levantamento focou nos indivíduos adultos de AEIs (≥ 15 cm de diâmetro à altura do peito - DAP), cobrindo 313 ha, pelo método sugerido por ROTTA (1977), ou seja, percorrendo integralmente as áreas das UCs. A ocorrência e a frequência do AEIs em cada UC foram anotadas a partir da lista oficial de espécies exóticas invasoras para o Estado do Paraná, elaborada pelo Instituto Ambiental do Paraná (Portaria n° 095, 22 de maio de 2007).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Oito espécies exóticas invasoras num total de 5902 indivíduos adultos foram identificadas. Em todas as UCs foram detectadas pelo menos duas espécies de AEIs com densidade média de 54 árvores por hectare. A grande diversidade da infestação estava no Parque da Barreirinha (8 spp), no Bosque Alemão (8 spp) e no Parque São Lourenço (7 spp). A densidade mais elevada da infestação foi detectada nos Bosques João Paulo II (267 árvores/ha), e Gutiérrez (205 árvores/ha) e no Parque da Barreirinha (116 árvores/ha) (Tabela 2.1).

No controle adequado de tal infestação deve ser dada prioridade pela municipalidade a fim de assegurar a conservação local da biodiversidade, especialmente no Parque da Barreirinha, pela grande diversidade e elevada densidade registrada de AEI. Nesta perspectiva, é importante identificar os fatores ambientais que estão favorecendo tal infestação, pois estes foram relacionados à presença das AEI (ZANCHETTA e DINIZ, 2006;

JAGER *et al.*, 2007; JORGENSEN e KOLLMAN, 2008). As fontes da contaminação e o comportamento ecológico de cada espécie exótica invasora são aspectos importantes a considerar na gerência do controle das UCs. Segundo Biondi e Pedrosa-Macedo (2008) nos centros urbanos tanto a vegetação introduzida como a remanescente dependem da administração municipal no que se refere às áreas públicas (Praças, Parques, jardins de instituições públicas e arborização de ruas) e da população local nas áreas particulares e calçadas.

O alfeneiro (*Ligustrum lucidum* W. T. Aiton) foi a AEI mais frequente, com 2196 indivíduos presentes em 18 UCs (Tabela 2.1). É espécie ornamental tolerante e de fácil crescimento, desenvolve-se em quase todo o solo, a pleno sol ou sombra, sendo igualmente tolerante à poluição atmosférica e a poda, mesmo dos ramos muito velhos ou quando podados drasticamente (DAVIS, 1990; THOMAS, 1992) (Figura 2.1). Tais características confirmam seu potencial invasor sob diversas circunstâncias ambientais, não sendo indicado à finalidade de ajardinamento. Inconsciente disto, a municipalidade de Curitiba plantou-o ao longo das ruas, especialmente durante os anos 80. Desde então, aquelas árvores formaram uma fonte de contaminação de UCs, conforme citaram Smith *et al.* (2006). Geralmente, a espécie é encontrada inicialmente nas bordas e nas clareiras, sendo dominante no Bosque João Paulo II, como citou Roseira (1990) e também observada pelo presente estudo como a mais abundante nesta UC.

A segunda AEI mais freqüente foi o pau incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.), com 1193 indivíduos, estando presente em 7 UCs (TABELA 2.1). Trata-se de uma árvore perene usada frequentemente em Curitiba como planta ornamental, devido à suas flores perfumadas e atrativas. Esta espécie exibe grande versatilidade como colonizadora de áreas abertas e perturbadas. Possui um denso banco de plântulas e de sementes no solo e tem boa capacidade de rebrota após o corte (BINGGELI e GOODLAND, 1998) e é considerada uma AEI importante em condições tropicais (SILVA e SMITH, 2004). Em Curitiba, aproximadamente 90% de pau incenso situaram-se no Parque de Barreirinha. Um estudo mais detalhado é recomendado para compreender os fatores que promovem tal concentração.

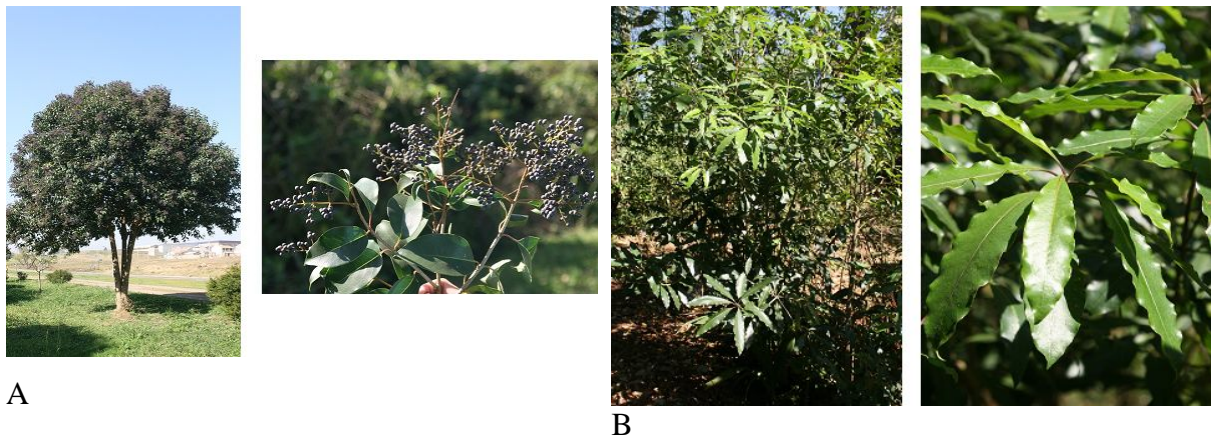


FIGURA 2.1 – A - Alfeneiro (*Ligustrum lucidum* W. T. Aiton) e B - pau incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.)

FONTE: Secretaria de Comunicação Social da Prefeitura de Curitiba (2008)

A terceira AEI mais frequente foi o pinus (*Pinus* spp), com 952 indivíduos presentes em 11 UCs, sendo predominante em duas (Tabela 2.1). O pinus, com mais de 100 espécies, é o maior gênero das coníferas (Figura 2.2). Sua distribuição natural varia das regiões árticas e subártica da Eurásia e América do Norte para o sul às regiões subtropicais e tropicais da América Central e Ásia. Os Pinus são plantados extensivamente em regiões temperadas do hemisfério do sul, sendo espécies de crescimento rápido, tolerantes a solos pobres e de circunstâncias relativamente áridas e muito comuns em reflorestamentos (GERNANDT *et al.*, 2004). Em Curitiba, áreas do reflorestamento são as fontes das maiores contaminações de UCs, como foi percebido próximo ao Parque Tanguá. Resultados semelhantes foram encontrados nas UCs no Estado de São Paulo, como relatado por Zanchetta e Diniz (2006), sendo o pinus considerado a pior espécie invasora nas UCs brasileiras (GUIMARÃES, 2005). No Parque Tingui onde há alta incidência desta planta, muito embora não haja registros de reflorestamento próximos, a infestação ocorreu em área aberta. De acordo com Ziller (2001) a contaminação biológica por *Pinus* ocorre em ecossistemas abertos de várias unidades de conservação da região sul do país (Parque Estadual da Vila Velha, Parque Estadual do Guartelá, Parque Estadual do Cerrado e Parque Estadual da Serra do Tabuleiro).

Segundo Rejmanek e Richardson (1996), *P. elliotii* Engelm. possui maior capacidade invasora do que o *P. taeda* L. No Brasil, estas são as duas espécies do gênero com maior invasibilidade. Apesar de haver citações de outras espécies invasoras de *Pinus* na literatura mundial, há uma escassez de estudos de ecologia de invasão referentes à contaminação por *P. elliotii*. O que não se justifica pelo dano ao meio ambiente que esta espécie causa. Na África do Sul, milhares de hectares foram dominados pela invasão de *Pinus* sp, onde foi verificada

redução da biodiversidade e ameaça de 750 espécies nativas em extinção (RICHARDSON *et al.*, 2000). A alcance dos olhos no planalto do Paraná é possível observar a contaminação biológica progressiva por *P. elliottii* e *P. taeda* nos campos naturais. Isto acarreta a eliminação da vegetação herbáceo-arbustiva, com conseqüente perda da biodiversidade (ZILLER, 2001).

A quarta espécie em relação à frequência foi o eucalipto (*Eucalyptus* sp), com 552 indivíduos observados em 13 UCs, sendo predominante em apenas duas (Tabela 2.1). O eucalipto é um gênero diverso (mais de 700 spp) que tem uso comercial na silvicultura (Figura 2.2). As plantações do eucalipto podem ser encontradas em mais de 90 países, sendo que se estendem pelo Brasil numa área aproximada de um milhão de hectares. Os impactos negativos de maior preocupação são: efeitos adversos na fertilidade do solo, hidrologia e redução da biodiversidade, em especial devido à competição por água e efeitos alelopáticos (KASHIO e WHITE, 1996). Em Curitiba, a infestação do eucalipto encontrados nas UCs relaciona-se, provavelmente com a proximidade de áreas do reflorestamento que existem contíguas ao Parque, similarmente à infestação do pinus.



FIGURA 2.2 – A - Pinus (*Pinus* spp) e B - eucalipto (*Eucalyptus* spp)

FONTE: Secretaria de Comunicação Social da Prefeitura de Curitiba (2008)

TABELA 2.1 – Árvores exóticas invasoras nas 22 unidades de conservação de Curitiba, PR

Unidades de Conservação	AEIs (espécies x número de árvores)								Total de árvores	Total Area (ha)	Densidade. (árv. /ha)
	<i>L. lucidum</i> W.T. Aiton	<i>Eucalyptus</i> <i>spp</i>	<i>Pinus</i> <i>spp</i>	<i>H. dulcis</i> Thunb.	<i>C. equisetifolia</i> L.	<i>P. undulatum</i> Vent.	<i>E. japonica</i> (Thunb.) Lindl.	<i>M. nigra</i> L.			
<i>P. Atuba</i>	254	57	1	96				21	429	2	195
<i>P. Bacacheri</i>	1	1	8	15					25	3	9
<i>P. Barigui</i>	161	35	21				2		219	58	4
<i>P. Barreirinha</i>	182	17	1	83	11	1076	1	2	1373	12	116
<i>Jd. Botânico</i>	6			31			6	18	61	7	9
<i>P. Cambui</i>	2			1				3	6	2	3
<i>B. C.Imbuia</i>	16			4			4	5	29	4	8
<i>B. Clementina</i>		20	21					100	141	2	78
<i>B. Fazendinha</i>	11			2			8		21	5	4
<i>B. Alemão</i>	11		12	22	3	1	9	28	86	2	36
<i>B. Gutierrez</i>	352			67		1	16	35	471	2	205
<i>P. Iguaçu</i>	15	224						78	317	134	2
<i>B. Paulo II</i>	1002	4		78		3	10	23	1120	4	267
<i>B. Nasc. Belém</i>	1			4					5	0	13
<i>P. Passauna</i>		1	11	2		1	2		17	26	1
<i>B. Portugal</i>	35	2		9		24	17	25	112	2	75
<i>B. R. Maack</i>	33	1		42			4	6	86	9	10
<i>P. S. Lourenço</i>	67	2	2	19		87	17	3	197	9	22
<i>P. Tanguá</i>		35	380						415	8	55
<i>P. Tingui</i>	27	153	491				1	64	736	11	67
<i>B. Trabalhador</i>			4	2					6	9	1
<i>B. Zaninelli</i>	20			1			1	8	30	3	11
N. de árv. x espécie	2196	552	952	478	14	1193	98	419	5902	313	

P = Parque, B = Bosque, Jd = Jardim

A uva japão (*Hovenia dulcis* Thunb.), com 478 indivíduos estava presente em 17 UCs, e predominava em quatro (Tabela 2.1). É uma árvore resistente, ocorrendo no Japão, China e Coreias orientais até Himalayas (até 2.000 m de altura), crescendo preferivelmente a pleno sol (Figura 2.3). Entretanto, foi introduzida em diversos países como ornamental, pela madeira e pela sua fruta comestível (KOLLER e ALEXANDER, 1979). Invade rapidamente a floresta perturbada, formando maciços densos e inibindo o crescimento de espécies de plantas nativas. A dispersão é difícil de controlar devido à abundância de diversos agentes de dispersão que incluem pássaros (HORUS, 2005). A espécie foi plantada pela municipalidade de Curitiba nos anos 80 ao longo das ruas da cidade (BLUM *et al.*, 2008). Além disto, o sucesso no seu estabelecimento pode ser devido às suas características ecológicas, razão da exclusão de espécies nativas (RODOLFO *et al.*, 2008).

A amora (*Morus nigra* L.) com 419 indivíduos estava presente em 15 UCs, e predominante em uma (Tabela 2.1). É de crescimento rápido, muito decorativa, utilizada no paisagismo devido a sua fruta ser comestível e apreciada (FACCIOLA, 1990; HUXLEY e GRIFFITHS, 1992). Prefere um solo úmido, mas bem-drenado e cresce a pleno sol, sendo muito tolerante à poluição atmosférica (FEIJÃO, 1981) (Figura 2.3). Em Curitiba, foi introduzida para finalidades ornamental e alimentícia (BIONDI e PEDROSA-MACEDO, 2008).



FIGURA 2.3 – A - Uva japão (*Hovenia dulcis* Thunb.) e B - amora (*Morus nigra* L.)

FONTE: Secretaria de Comunicação Social da Prefeitura de Curitiba (2008)

Curitiba segue o padrão da contaminação de UCs relatado para outras áreas urbanas. A urbanização (SONG *et al.*, 2005) junto com a população local e as agências governamentais que jardinam são os principais responsáveis pela presença de propágulos de plantas exóticas invasoras que promovem a contaminação (SMITH *et al.*, 2006, BIONDI e PEDROSA-MACEDO, 2008). A ausência de inimigos naturais e predadores (METCALF *et al.*, 2008), a diversidade reduzida das espécies nativas, junto com a alelopatia e a competição de recursos com as AEIs (GOODEN *et al.*, 2009) favorecem o estabelecimento das espécies exóticas invasoras. A densidade de AEI diminui com a distância do meio urbano (ALSTON e RICHARDSON, 2006), especialmente devido ao aumento da biodiversidade nativa.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. Há contaminação de árvores exóticas invasoras nas 22 Unidades de Conservação de Curitiba.
2. O alfeneiro, o pau incenso, o eucalipto, o pinus, a amora e a uva japão são as árvores exóticas invasoras mais frequentes e abundantes nas 22 Unidades de Conservação de Curitiba.
3. A incidência de AEIs em Curitiba é afetada pela jardinagem e pelo paisagismo e por áreas circunvizinhas de reflorestamento.

2.5 REFERÊNCIAS

- Acar, A.; Acar, H.; Eroglu, E. 2007. Evaluation of ornamental plant resources to urban biodiversity and cultural changing: A case study of residential landscapes in Trabzon city (Turkey). *Building and Environment*, 42:218-229.
- Alvey, A. A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry and Urban Greening*, 5: 195-201.
- Alston, K. P.; Richardson, D. M. 2006 The roles of habitat features, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/ wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation*, 132:183-198.
- Azevedo, C. P de. 2009. Invasão biológica por plantas exóticas no Parque Municipal das mangadeiras. Available from: www.mg.senac.br/nr/rdonlynes/.../cristiane%2bpires%2bazevedo%252e10.pdf [Accessed January 2009].
- Binggeli, P.; Goodland, T. 1998. *Pittosporum undulatum*. *Woody Plant Ecology*. Available from: <http://members.lycos.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm> [Accessed December 2008].
- Biondi, D.; Pedrosa-Macedo, J. H. 2008. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). *Floresta*, 38(1): 129-144.
- Blum, C. T.; Borgo, M.; Sampaio, A. C. F. 2008. Espécies exóticas invasoras na arborização de vias públicas de Maringá-PR. *SBAU*, 3(2):78-97.
- Davis, B. 1990. *Climbers and Wall Shrubs*. Harmondsworth, England: Viking. 192 p.
- Facciola, S. 1990. *Cornucopia - A Source Book of Edible Plants*. Vista: Kampong. 672 p.
- Gernandt, D. S.; Aaron L.; and Price R. A. 2004. *Pinus L. Pine Trees*. Available from: <http://tolweb.org/Pinus> [Accessed December 2008].
- Gooden, B.; French, K.; Turner, P. J. 2009. Invasion and management of a woody plant, *Lantana camara* L., alters vegetation diversity wet sclerophyll forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 257:960-967.
- Guimarães, T. Espécie invasora ataca áreas protegidas. *Folha de São Paulo*, São Paulo, 16 de maio 2005, *Folha Ciência*, p. A13.
- Heiden, G.; Barbieri, R. L.; Stumpf, E. R. T. 2006. Considerações sobre o uso e plantas nativas ornamentais. *Revista Brasileira de Horticultura Ornamental*, 12:2-7.

- Horus Institute for Environmental Conservation and Development, 2005. *Hovenia dulcis*. The Global Invasive Species Initiative. Available from: <http://tncweeds.ucdavis.edu/moredocs/hovdul01.html> [Accessed August 2006].
- Huxley, A. J.; Griffiths, M. 1992. The New RHS Dictionary of Gardening. England: MacMillan. 4 v.
- ITCG. Instituto de Cartografia do Paraná. Available from: www.icg.pr.gov.br [Accessed august 2010].
- Jacobi, C. M. Bases Ecológicas para o desenvolvimento sustentável – Ecologia Urbana. Available from: <http://www.icb.ufmg.br/~beds/arquivos/ecourbana.pdf> [Accessed march 2009].
- Jager, H.; Tye, A.; Kowarik, I. 2007. Tree invasion in naturally treeless environments; Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological Conservation*, 140:297-307.
- Jorgensen, R. H.; Kollman, J. 2008 Invasion of coastal dunes by alien shrub *Rosa rugosa* is associated with roads, tracks and house. *Flora*, 204, 289-297.
- Kashio, M.; White, K. (ed.). 1996. Reports ubmitted to the Regional Expert Consultation on Eucalyptus - Volume II. Rap Publication:1996/44, Bangkok, Thailand: FAO. 280 p.
- Koller, G. L.; Alexander, J. H. 1979. The raisin tree: Its use, hardiness and size. *Arnoldia*, 39(1):6-15.
- Lake, J. C.; Leishman, M. R. 2004. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, 117:215-226.
- Maack, R. Geografia física do Estado do Paraná, 2. ed. Curitiba: José Olympio, 1981.
- Mcneely, J.A.; Mooney, H. A.; Neville, L. E.; Schel, P.; Waage, J. 2001. A Glogal strategy on invasive alien species. *Global Invasive species*, Gland e Cambridge, 50 p.
- Metcalf, C. J. E.; Buckley, Y. M.; Sheppard, A. W. 2008. Seed predators and the evolutionarily stable flowering strategy in the invasive plant, *Carduus nutans*. Available from: <http://www.springerlink.com/content/n5592566517g5268/> [Accessed December 2008].
- Pimm, S. L. 1991. The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities. The University of Chicago Press: Chicago, 434 p.
- Reichard, S. H.; White, P. 2001 Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United Sates. *Bioscience*, 52:103-113.
- Rejmanek, M.; Richardson, D. M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77:1655-1661.

- Richardson, D. M.; Pysek, P.; Rejmanek, M.; Barbour, M. G.; Panetta, D.; West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6:93–107.
- Rodolfo, A. M; Cândido Jr, J. F; Temponi, L. G; Gregorini, M. Z. 2008. *Citrus aurantium* L. (laranja-apepu) e *Hovenia dulcis* Thunb. (uva-do-japão): espécies exóticas invasoras da trilha do Poço Preto no Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 6(1):16-18.
- Roseira, D. S. 1990. Composição Florística e Estrutura Fitossociológica do Bosque com *Araucária angustifolia* (Bert.) O. Ktze no Parque Estadual João Paulo II, Curitiba, Paraná. 111f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Paraná.
- Rotta, E. 1977. Identificação dendrológica do Parque da Barreirinha, Curitiba-PR. 257 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Silva, L.; Smith, W. 2004. A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions*, 6:193-204.
- Smith, R.M.; Thompson, K.; Hodgson, J. G.; Warren, P. H.; Gastom, K. J. 2006. Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, 129:312-322.
- Song, I. J.; Hong, S-K.; Kim, H-O.; Byun, B.; Gin, Y. 2005. The pattern of landscape patches and invasion of naturalized plants in developed areas of urban Seoul. *Landscape and Urban Planning*, 70:205-219.
- Thomas, G. S. 1992. Ornamental Shrubs, Climbers and Bamboos. G. Britain: Murray, 584 p.
- Westbrooks, R. 1998. Invasive plants: changing the landscape of US America: fact book. Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotics Weeds. 107 p.
- Zanchetta, D.; Diniz, F. V. 2006. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). *Revista Instituto Florestal*, 18:1-14.
- Ziller, S. R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Revista Ciência Hoje*, 30(178):77-79.

3 COMUNIDADE ARBÓREA DO PARQUE DA BARREIRINHA, CURITIBA, PARANÁ: REGISTRO E IMPLICAÇÕES SOBRE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

COMMUNITY ARBOREAL AT THE BARREIRINHA PARK, CURITIBA, PARANÁ: REGISTRANTION AND IMPLICATION ON THE OCCURRENCE OF INVASIVE ALIEN SPECIES

RESUMO

Apresenta-se o resultado da análise da influência de árvores exóticas invasoras em remanescente de Floresta com Araucária (Floresta Ombrófila Mista), inserido no Parque da Barreirinha em Curitiba, Paraná. Foram avaliadas quatro unidades amostrais, com área total de 1600 m², representando aproximadamente 4% da área total do maciço vegetal. Foram amostrados 354 indivíduos arbóreos, com DAP \geq 15 cm, pertencentes a 58 espécies, 44 gêneros e 29 famílias e calculados, para cada espécie amostrada, os parâmetros de frequência relativa, densidade relativa, dominância relativa e valor de importância. Foram identificadas três espécies arbóreas exóticas invasoras, destacando-se o *Pittosporum undulatum* (pau incenso) pelo elevado valor de importância estrutural, dada sua alta densidade e frequência. A integridade do remanescente de Floresta com Araucária do Parque da Barreirinha pode estar ameaçada pela presença desta espécie, demandando medidas apropriadas de contenção de sua regeneração natural.

Palavras-chave: Fitossociologia, Floresta com Araucária, *Pittosporum undulatum*

ABSTRACT

Results are presented analyzing the influence of invasive alien trees in a remnant area of Araucaria Forest in Barreirinha Park, Curitiba, Paraná. Four plots with a total area of 1600m² representing around 4% of the total area of plant mass were counted. Samples included 354 individuals (DBH \geq 15 cm), belonging to 58 tree species, 44 genera and 29 families. Parameters of relative frequency, relative density, relative dominance and importance value were calculated for each sampled species. Among the three invasive alien tree species recorded at the studied site *Pittosporum undulatum* (wood incense) showed the greatest structural importance value due to its high density and frequency. The integrity of the remaining Araucaria Forest in Barreirinha Park may be endangered due to the presence of this species, calling for appropriate measures to contain its regeneration.

Keywords: Phytosociology, Aracarian Forest, *Pittosporum undulatum*

3.1 INTRODUÇÃO

A região Sul do Brasil é caracterizada pela presença de florestas com dominância total ou parcial de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, popularmente conhecida como: pinheiro-brasileiro, pinheiro-do-paraná, araucária ou simplesmente pinheiro (KLEIN, 1960; CORDEIRO, 2005). O ecossistema Floresta com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista (FOM) é considerado um dos mais importantes por abrigar espécies típicas, por apresentar atributos biológicos únicos e igualmente, por sua exuberância em recursos madeiráveis e não-madeiráveis. Não por coincidência, teve grande influência no desenvolvimento do Sul do Brasil a partir do início do século passado, gerando progresso e riqueza nessa região (AMBIENTE BRASIL, 2009). Esse desenvolvimento implicou na drástica redução do ecossistema FOM, restando menos de 1% da sua área original de cobertura no Paraná (SANQUETTA, 2005).

Parte dos remanescentes de FOM está inserido em áreas urbanas, sob forma de Unidades de Conservação (UCs). Apesar de serem locais protegidos da degradação ambiental, sofrem as consequências da antropização advindas dos processos de urbanização. Um dos principais efeitos disto é a contaminação biológica por árvores exóticas invasoras (AEIs) (MIELKE *et al.*, 2010). Este processo interfere na dinâmica da floresta, principalmente no que diz respeito à regeneração e manutenção das espécies nativas, com redução da diversidade biológica e alteração da função e estrutura do respectivo ecossistema (SANQUETTA *et al.*, 2005; GOODEN *et al.*, 2009). Tal grave é esta contaminação que a presença de AEIs em ilhas e em UCs é considerada a primeira causa de perda de biodiversidade (CAMPOS e RODRIGUES, 2006). A contaminação biológica por espécies exóticas invasoras em UCs já é conhecida, atingindo pelo menos 103 UCs brasileiras, espalhadas por 17 Estados e pelo Distrito Federal (GUIMARÃES, 2005).

Em Curitiba, capital do Estado do Paraná, 313 ha ou 5% de remanescentes de FOM estão inseridos nos Parques e Bosques públicos que são configurados como UCs (CURITIBA, 2008). Ainda que, de proporção minoritária, os 313 ha de mata nativa representam espaços únicos para a conservação ambiental. O Parque da Barreirinha é uma das mais antigas UCs de Curitiba, criado em 1959 (CURITIBA, 2008) e altamente impactado pela presença de espécies arbóreas exóticas invasoras, incluindo o *Pittosporum undulatum* (Pittosporaceae) (MIELKE *et al.*, 2010). Frente a esta situação, apresenta-se o resultado da avaliação em

detalhe da participação das espécies exóticas invasoras na composição florística-estrutural do Parque da Barreirinha, discutindo as possíveis implicações sobre a manutenção deste remanescente florestal.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado em 2009 no Parque da Barreirinha (49° 21'S e 49° 15' O, 934 s.n.m), localizado em Curitiba, PR. O clima da região é classificado, segundo Köppen, como Cfb, que apresenta características de clima subtropical mesotérmico, super úmido, com verões frescos e geadas severas, demasiadamente frequentes (média de 5 geadas/ano), sem estação seca. A temperatura média anual é de 16,5 °C, com média do mês mais quente e mais frio de 20,1 °C e 12,8 °C, respectivamente. O mês mais chuvoso é janeiro e o mais seco é agosto (MAACK, 1981). Os solos predominantes nas áreas não hidromórficas são os latossolos, cambissolos e organossolos e nas áreas hidromórficas são os gleissolos (ITCG, 2010).

O remanescente de FOM do Parque da Barreirinha possui área de aproximadamente 43 mil m², o restante das áreas que o compõem é composto por vegetação graminóide, arbóreas isoladas, lagos, trilhas e construções, que somados ao remanescente florestal conferem ao Parque uma área total de 132.014m².

A área avaliada corresponde a 1600 m² (aproximadamente 4% da área total de maciço vegetal) onde foram estabelecidas quatro unidades amostrais com 400 m² cada (20 x 20m). A seleção das unidades amostrais ocorreu preliminarmente observando-se gradiente visual dos indivíduos adultos da principal árvore exótica invasora, *Pittosporum undulatum*. As unidades foram distribuídas de modo a representar as distintas porções da vegetação arbórea do Parque da Barreirinha, a saber:

- Unidade amostral 1: próxima ao acesso principal do Parque e a imóveis particulares. Presença de indivíduos adultos e regeneração abundante de *Pittosporum undulatum*.
- Unidade amostral 2: presença de indivíduos adultos e regeneração moderada de *Pittosporum undulatum*.
- Unidade amostral 3: apenas regeneração de *Pittosporum undulatum*, em menor proporção que nas unidades 1 e 2.

- Unidade amostral 4: pouca regeneração de *Pittosporum undulatum* e presença de indivíduos de *Araucaria angustifolia*.

Previamente, levantamento à campo indicou que árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 15 cm representariam a comunidade arbórea adulta a ser avaliada. Para cada exemplar amostrado foi registrado o valor do DAP, sendo selecionadas todas as árvores com DAP ≥ 15 cm, inclusive as mortas em pé. A identificação botânica das árvores selecionadas foi feita pela equipe do Museu Botânico Municipal de Curitiba com a utilização de chaves analíticas e consultas a especialistas. Os indivíduos arbóreos foram classificados de acordo com o sistema APG II (Angiosperm Phylogeny Group II, 2003) e a nomenclatura das espécies foi confirmada em TROPICOS (2010). Estas foram classificadas de acordo com o grupo ecológico, entre não pioneiras e pioneiras.

Foram analisados:

- Similaridade entre as áreas: índice de similaridade florística de Sorensen (Js) que é dado em porcentagem (MATTEUCCI e COLMA, 1982),
- Diversidade: índice de Shannon (H') (MAGURRAN, 1988), cuja diferença entre as áreas foi testada por meio do teste “t”,
- Dominâncias absoluta e relativa, frequências absoluta e relativa, densidades absoluta e relativa e valor de importância (resultado da adição relativa da dominância, frequência e densidade) das espécies arbóreas, de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974),
- Impacto Ambiental de Exóticas (IAE): segundo Reaser *et al.*, 2007. O impacto das plantas exóticas sobre as nativas foi calculado a partir dos coeficientes de impacto ambiental. Este índice varia de -1 a 1, sendo que -1 significa que a área não possui plantas nativas e 1 que a área não possui plantas exóticas. O cálculo foi realizado seguindo a equação:

$$\text{IAE} = - \frac{(\text{P exóticas} - \text{P nativas}) \text{ subárea}}{\text{P total} \cdot \text{n área}}$$

no qual:

IAE = índice de impacto ambiental de exóticas na subárea ou parcela estudada;

$P_{\text{exóticas}}$ = valor do VI das plantas exóticas na parcela ou no ponto de amostragem;

P_{nativas} = valor do VI das plantas nativas na parcela ou no ponto de amostragem;

P_{total} = valor do VI total (VI = 300);

$n_{\text{área}}$ = número de parcelas ou pontos de amostragem.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando a totalidade da área amostral, foram identificados 354 indivíduos. Destes, onze corresponderam a árvores mortas em pé. No total, foram identificadas 29 famílias, 44 gêneros e 58 espécies (TABELA 3.1). Dentre estas, quatro espécies não são de ocorrência natural na FOM, sendo três denominadas como árvores exóticas invasoras (*Pittosporum undulatum* Vent. - pau incenso; *Hovenia dulcis* Thunb. - uva Japão e *Ligustrum japonicum* Thunb - alfeneiro). Estas espécies estavam restritas à duas áreas amostrais, correspondendo a 6,5% do número total de indivíduos avaliados. Dentre as AEIs registradas o *Pittosporum undulatum* representava cerca de 90% da contaminação biológica evidenciada no Parque.

TABELA 3.1: Espécies amostradas em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009)

TABLE 3.1: Species sampled in Forest with Araucaria, Barreirinha Park, Curitiba, PR (2009)

Família	Nome vulgar	Nome científico
Anarcadiaceae	Bugreiro	<i>Lithraea brasiliensis</i> March.
	Aroeira	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi
Annonaceae	Araticum	<i>Rollinia rugulosa</i> (Schltdl.)
Aquifoliaceae	Erva mate	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St. Hil.
Araucariaceae	Araucária	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Kuntze
Asteraceae	-----	<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H. Rob.
	Cambará	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker
	Vassourão branco	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme
Bignoniaceae	Ipê mirim	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.
	Caroba	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.
Canellaceae	Pimenteira	<i>Cinamodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni
Cannabaceae	Juvevê	<i>Celtis pubescens</i> Spreng.
Celastraceae	Coração de bugre	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek
	-----	<i>Maytenus</i> sp.
Clethraceae	Canjuja	<i>Clethra scabra</i> Pers.
Erythroxylaceae	Cocão	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hill.
Euphorbiaceae	Leiteiro	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax
Fabaceae	Falso Barbatimão	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel
	Ingá-feijão	<i>Inga marginata</i> Willd.
	Marmeleiro	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel
Lauraceae	Canela sebo	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez
	Canela fedida	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo
	Sassafras-do-campo	<i>Ocotea elegans</i> Mez

TABELA 3.1: Espécies amostradas em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009) (Continuação)

TABLE 3.1: Species sampled in the Araucaria forest remnant, Barreirinha Park, Curitiba, PR (2009)

	Canela sassáfras	<i>Ocotea odorifera</i> Rohwer
	Canela sebo	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
	-----	<i>Ocotea</i> sp
	-----	<i>Ocotea</i> sp1
Malvaceae	Açoita cavalo	<i>Luehea divaricata</i> Mart.
Meliaceae	Canjerana	<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.
Myrsinaceae	Capororoquinha	<i>Myrsine coriacea</i> R. Br. ex Roem. & Schult.
	-----	<i>Myrsine</i> sp.
	Capororocão	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
	Capororoca	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez
Myrtaceae	Guavirova	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg
	Guamirim	<i>Eugenia capitulifera</i> O. Berg
	Pitanga	<i>Eugenia uniflora</i> L.
	Guamirim	<i>Myrcia rostrata</i> DC.
	Craveiro	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum
Oleaceae	Alfeneiro	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.
Pittosporaceae	Pau incenso	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.
Rhamnaceae	Uva Japão	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.
	-----	<i>Rhamnus</i> sp.
	Pau pombo	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.
Rosaceae	Pessegueiro-bravo	<i>Prunus brasiliensis</i> Dietrich
Rubiaceae	-----	<i>Psychotria</i> sp.
Rutaceae	Mamica	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Salicaceae	Guaçatunga	<i>Casearia decandra</i> Jacq.
	Cambroé	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler
	Guaçatunga	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
	Sucará	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer
Sapindaceae	Vacum	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.
	Cuvatã	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.
	Miguel pintado	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.
Solanaceae	Quina	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.
	-----	<i>Solanum</i> sp.
	-----	<i>Solanum</i> sp1
Styracaceae	Carne de vaca	<i>Styrax leprosus</i> Hook & Arn.
Symplocaceae	-----	<i>Symplocos</i> sp.

Para o componente amostral relativo aos indivíduos vivos detectaram-se valores de diversidade (H') variando entre 2,30 a 2,88. Nas unidades amostrais com presença de AEIs registraram-se menores valores absolutos de H' , sendo estes significativamente distintos quando comparados com as unidades amostrais onde em uma delas havia presença de AEIs.

Considerando-se cada uma das unidades amostrais separadamente, observou-se baixa similaridade florística ($J_s < 50\%$) (TABELA 3.2).

TABELA 3.2: Índice de similaridade de Sorensen (J_s) e índice de diversidade de Shannon (H'), entre as unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009)

TABLE 3.2: Sorensen similitary index (J_s) and Shannon diversity index (H') between the sampling units in the Araucaria forest remnant, Barreirinha Park, Curitiba, PR (2009)

Unidades amostrais	2		3		4	
	(J_s)	(H')	(J_s)	(H')	(J_s)	(H')
1	27	ns	22	*	25	*
2			35	*	30	*
3					48	ns

*diferença significativa ao nível de 1% (teste “t”)

Nas unidades amostrais com ocorrência de AEIs observou-se que o *Pittosporum undulatum* representava o segundo e o terceiro valor de importância, especialmente devido a sua alta dominância e distribuição homogênea. Nestas unidades amostrais, observou-se também menor número de indivíduos representativos das espécies nativas, bem como menor número total de espécies. Além disto, se registrou IIAE positivo, sendo o de menor valor observado, na unidade amostral com maior valor de importância de *Pittosporum undulatum*

TABELA 3.3: Dados florísticos e estruturais das áreas amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009)

TABLE 3.3: Floristic data and structural sampling areas in the Araucaria forest remnant, Barreirinha Park, Curitiba, PR (2009)

Unid.	GERAL					EXOTICAS INVASORAS					MORTAS		
	S	H'	σ	DA	DoA	S	IIAE	DR	DoR	VI	S	DoR	VI
1	16	2,30	0,015	1425	1,06	3	0,57	17,7	29,7	64,1	5	3,4	24,8
2	22	2,41	0,016	2000	1,16	2	0,75	13,5	9,8	36,2	1	0,8	4,63
3	31	2,84	0,010	2925	1,50	0	-	-	-	-	3	1,2	4,59
4	24	2,88	0,007	2125	1,67	0	-	-	-	-	2	2,0	8,07

Legenda: S= riqueza, H' = índice de diversidade de Shannon, σ = variância, DA= densidade absoluta, DoA= dominância absoluta, IIAE= índice de impacto ambiental de exóticas, DR= densidade relativa, DoR= dominância relativa, VI= valor de importância

Legend: S= species richness, H' = Shannon diversity index, σ = variance, DA= absolute density, DoA= absolute dominance, IIAE = index of environmental impact of exotic, DR= relative density, Dor= relative dominance, VI = importance value

Em relação ao grupo ecológico observou-se a porcentagem de espécies não pioneiras, superou àquelas consideradas pioneiras (FIGURA 3.1).

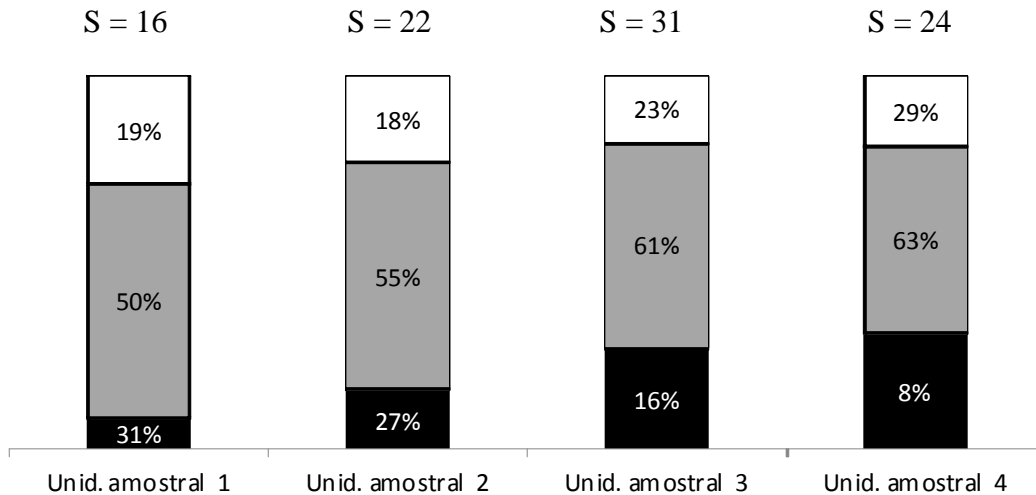


FIGURA 3.1: Status sucessionais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2009)

Legenda S= riqueza, □ espécie pioneira, ■ espécie não pioneira, ■ espécie não citada quanto aos status sucessionais

FIGURE 3.1: Successional status in the Araucaria forest remnant, Barreirinha Park, Curitiba, PR (2009)

Legend S= richness species, □ pioneer species, ■-pioneer species, spe■ not listed

As Unidades de Conservação (UCs) são definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2000) como espaço territorial com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. As Unidades de Conservação representam uma das melhores estratégias de proteção do patrimônio natural, aumentando as possibilidades de proteção dos recursos naturais (SESSEGOLO, 2006). O Município de Curitiba, para formar as suas UCs levou em conta o tamanho da área, representatividade fitogeográfica, conectividade, diversidade de fitofisionomias, a riqueza de espécies lenhosas e número de espécies raras e endêmicas com avaliações distintas quanto à integridade dos recursos naturais (presença de espécies invasoras, criação de animais, lixo, frequência de incêndios e corte seletivo) (GILIOLI, 2006). Nesta perspectiva, esperava-se que o Parque da Barreirinha estivesse preservado quanto a sua integridade biológica. No entanto, verificou-se uma cobertura vegetal heterogênea, com baixa diversidade, apesar da representatividade de espécies ocorrentes da FOM, comparativamente a outras áreas no Estado do Paraná (ROSEIRA, 1990; KOZERA *et al.*, 2006; REGINATO *et*

al., 2008). Neste cenário, registrou-se a presença de AEIs, destacando-se o pau incenso (*Pittosporum undulatum*) por seu alto valor de importância estrutural (TABELA 3.3). A ocorrência desta espécie ainda que setorizada no Parque pode influenciar na composição e na estrutura das comunidades, assim como a direção tomada pela sucessão (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001).

Outro fator indicativo da hipótese de alteração de estrutura em função da presença de árvores invasoras é a baixa diversidade ($H' < 2,9 \text{ nat.ind}^{-1}$). Em áreas remanescentes da FOM onde a presença de AEI não foi representativa a ponto de interferir na dinâmica dessa floresta, os índices de diversidade resultaram em valores mais elevados ($H' = 3,43$ a $8,11 \text{ nat.ind}^{-1}$) (NEGRELLE e SILVA, 1992; NEGRELLE e LEUCHTENBERGER, 2001; RONDON NETO *et al.*, 2002; REGINATO *et al.*, 2008). É possível supor que a composição florística do Parque da Barreirinha pode estar comprometida devido à presença das árvores exóticas invasoras, também porque elevada densidade de espécies pertencentes ao grupo das secundárias iniciais (não pioneiras) é uma característica de matas perturbadas, visto que em florestas tropicais maduras esse grupo tende a ocorrer em baixas densidades (raras) (HUBBEL *et al.*, 1999).

A ocorrência de espécies invasoras no Parque da Barreirinha não é um evento isolado dado que já foi observada em outros levantamentos florísticos realizados em remanescentes de FOM, sendo três deles em UCs de Curitiba. Nestes registrou-se a presença de quatro espécies arbóreas exóticas invasoras: *Hovenia dulcis* e *Ligustrum* sp, *Morus nigra* e *Pittosporum undulatum* (ROTTA, 1977; ROSEIRA, 1990; BARDAL *et al.*, 2004; CORDEIRO, 2005; KOZERA *et al.*, 2006; REGINATO *et al.*, 2008; IURK *et al.*, 2009; MIELKE *et al.*, 2010). A descaracterização da vegetação original pela presença de AEIs ao longo do tempo é reconhecida por inúmeros autores (CERVI *et al.*, 1987; GLEADOW e NARAYAN, 2007; PIMENTEL *et al.*, 2008). De acordo com Schaff *et al.* (2006) a predominância da Uva japão (*Hovenia dulcis*) em São João do Triunfo (PR) em relação a mata nativa foi percebida de um ano para outro. Em outro estudo, a vegetação exótica invasora (*Eryobotrya japonica* Lindl., *Impatiens walleriana* Hook. F., *Hovenia dulcis* Thunb e *Tecoma stans* L. Kunth) em Farroupilha (RS) ocupava 14% do remanescente florestal nativo e se localizava próxima as trilhas e a circulação de pessoas (MAGGIONI e LAROCCA, 2009). A alteração estrutural evidenciada pode ser um indicador do processo de infestação e já pode estar impactando no equilíbrio ambiental do Parque da Barreirinha.

Os resultados obtidos para o Índice de Impacto de Ambiental de Exóticas (IIAE) (0,57 e 0,75) também apontam no sentido da interferência na integridade do remanescente florestal estudado.

O estabelecimento de espécies nativas pode estar sendo prejudicado pela interferência dos seus processos de germinação em face do efeito alelopático do pau incenso, a partir de suas plântulas (GLEADOW e ASHTON, 1981; GOODLAND e HEALEY, 1997). O monitoramento da perpetuação de espécies invasoras, envolvendo avaliação sobre regeneração, banco de plântulas e banco de sementes de espécies nativas e exóticas são necessários no sentido de antever a condição estrutural e de sustentabilidade da floresta, de propiciar medidas cabíveis de controle.

A origem da contaminação biológica do Parque da Barreirinha não está bem esclarecida. Uma possibilidade é que a contaminação biológica tenha dado início pela ação humana (antropização). Em conversa com funcionários antigos há relatos de que próximo a área da unidade amostral com maior incidência de pau incenso havia uma área de agricultura que foi abandonada. Talvez pela maior fertilidade do solo e por ser uma área limpa, ou seja, livre de vegetação, sementes de pau incenso tenham encontrado ali o local propício para germinação. Contribuiu ainda para contaminação biológica, a ação direta dos indivíduos de *Pittosporum undulatum* plantados na área de estacionamento do Parque, o que provavelmente promoveu a dispersão desta espécie naquela área. A espécie escolhida foi devido às suas características ornamentais (BIONDI e PEDROSA-MACEDO, 2008) e sua dispersão aparentemente foi favorecida pela abertura de trilhas onde ocorre maior circulação de pessoas e de clareiras (IURK *et al.*, 2009). No Parque da Barreirinha parece que a antropização tenha sido a maior responsável pela alta incidência de *Pittosporum undulatum* que atualmente compõem a sua paisagem.

Não foi possível confirmar a influência do *Pittosporum undulatum* como o fator limitante no desenvolvimento da mata nativa no Parque da Barreirinha. Entretanto, considerando a forte competitividade por polinizadores, potencial alelopático e elevada produção de propágulos (37.500 sementes/ind.), eficiente dispersão ornitocórica (GOODLAND e HEALEY, 1997) e elevada capacidade de crescimento e rebrota, inclusive quando em abertura de clareiras (ROSE, 1997) esta espécie deve ser alvo de monitoramento e controle contínuo.

Essas características aliadas a ações antrópicas favoráveis podem ser extremamente restritivas às práticas usuais de simples remoção dos indivíduos adultos de pau incenso, pois

pouco se conhece sobre a sua dinâmica do banco de sementes e banco de plântulas do pau incenso. Apesar disto, considerando a capacidade de adaptação dessa espécie como uma pioneira (MULLETT, 1999) e acrescido pelo fato do recrutamento de plântulas ocorrerem sob o dossel da floresta, processo este que se intensifica com uma maior incidência de luz que se dá, normalmente pela abertura de clareiras (BINGGELI e GOODLAND, 1998), a ação de remoção pode dinamizar a distribuição de propágulos ou reforçar a ocorrência desta espécie na área em estudo.

O controle das plântulas de *Pittosporum undulatum* poderia eficazmente ser feito por métodos químicos (GOODLAND e HEALEY, 1997). Contudo, a Portaria 14, de 26 de maio de 2010 do IBAMA que autoriza o uso de produtos químicos no controle de vegetação exótica invasora em áreas de floresta nativa, em caráter emergencial, não inclui o *Pittosporum undulatum*. Desta forma, o controle desta espécie por meio de controle químico em UCs no meio urbano, torna-se inviável por falta de amparo legal.

Adicionalmente, a qualquer ação de controle ou erradicação das AEIs em UCs é absolutamente fundamental avaliar, considerar e conscientizar a comunidade que vive no entorno e usufrui dessas áreas. Se não houver convencimento desses grupos, estes serão motivadores de resistência a qualquer interferência que verse sobre a erradicação de qualquer espécie invasora (OLIVEIRA e PEREIRA, 2010) atrasando, onerando e até impedindo a conclusão da erradicação das AEIs. É sabido que a educação ambiental pode ser um importante instrumento para melhorar a percepção da população quanto as causas ambientais (ARAÚJO *et al.*, 2010), não apenas para que ela entenda a importância das ações de erradicação em UCs, mas também para que ela não seja responsável pelas introduções intencionais ou não, das AEIs.

Nesta perspectiva as estratégias possíveis de manejo do *Pittosporum undulatum* são:

1. Remoção dos indivíduos adultos em conjunto com campanhas permanentes de educação ambiental da população sobre os problemas das plantas exóticas invasoras em áreas de mata nativa.
2. Manutenção dos indivíduos adultos de *Pittosporum undulatum* nas áreas de mata nativa, sem abertura de clareiras e com podas anuais permanentes das inflorescências, a fim de impedir a produção de sementes.

Em ambas as estratégias o banco de plântulas deve ser controlado permanentemente através de arranquio.

3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- 1) O Parque da Barreirinha é uma Unidade de Conservação com contaminação das seguintes árvores exóticas invasoras: *Pittosporum undulatum*, *Hovenia dulcis* e *Ligustrum lucidum*.
- 2) Dentre as árvores exóticas invasoras o *Pittosporum undulatum* foi a que apresentou maior valor de importância estrutural em função da sua grande quantidade de indivíduos, elevada frequência e biomassa em duas unidades amostrais
- 3) Futuros estudos são necessários para avaliar de forma mais detalhada o comprometimento quanto a sustentabilidade e a integridade da mata nativa do Parque da Barreirinha em face da presença de árvores exóticas invasoras, principalmente o *Pittosporum undulatum*.

3.5 REFERÊNCIAS

ARAÚJO, J. de L. O., ARAÚJO, A. C. de; ARAÚJO, A. C. de. Percepção ambiental dos residentes do bairro Presidente Médici em Campina Grande - PB, no tocante à arborização local. **SBAU**, v. 5, n. 2, p. 67-81, 2010.

AMBIENTE BRASIL. **Projeto pinhão. “Floresta Ombrófila Mista”**. Disponível em: <(http://pinho.floresta.ufpr.br/~pinhao/floresta.htm)> Acesso em: 28 de março de 2009.

BARDDAL, M. L. et al. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, Pr. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 37-50, 2004.

BINGGELI, P.; GOODLAND, T. 1998. *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae). Disponível em: <(http://members.multimania.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm)> Acesso em: 08 de maio de 2011.

BIONDI, D.; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 129-144, 2008.

CAMPOS, J. B.; RODRIGUES, L. S. R. Eliminação de Espécies Exóticas nas Unidades de Conservação Estadual do Paraná. In: CAMPOS, J.B.; TOSSULINO, M.G.P.; MÜLLER, C.R.C. (Org.). **Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná. 2006. p. 120-125.

CERVI, A. C. et al. Levantamento do estrato arbóreo do capão da Educação Física da Universidade Federal do Paraná Curitiba – Paraná – Brasil. **Estudos de Biologia**, , n. 17, p. 49 – 61, 1987.

CORDEIRO, J. **Levantamento florístico de caracterização fitossociológica de remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR**. 144f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CURITIBA. **Plano municipal de controle ambiental e desenvolvimento sustentável – III Versão**, Curitiba, 2008. Disponível em: <(www.curitiba.pr.gov.br)> Acesso em: 02 de agosto de 2010.

GILIOLI, L. N. **Parques e Bosques em Curitiba no Paraná**. 29f. Monografia (Mestrado em Programação dos Ambientes Urbanos Sustentáveis) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2006.

GLEADOW, R. M.; ASHTON, D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of central Victoria. I: Invasion patterns and plant morphology. **Australian Journal of Botany**, v. 29, p. 705-20, 1981.

- GLEADOW, R. M.; NARAYAN, I. Temperature thresholds for germination and survival of *Pittosporum undulatum*: Implications for management by fire. **Acta Oecologica**, n. 31, p. 131-157, 2007.
- GOODEN, B. et al. Invasion and management of a woody plant, *Lantana camara* L., alters vegetation diversity wet sclerophyll forest in southeastern Australia. **Forest Ecology and Management**, n. 257, p. 960-967, 2009.
- GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The control of the Australian tree *Pittosporum undulatum* in the Blue Mountains of Jamaica**. School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 1997.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.
- GUIMARÃES, T. Espécie invasora ataca áreas protegidas. Folha de São Paulo, São Paulo, 16 de maio 2005, **Folha Ciência**, página A13, 2005.
- HUBBEL, S. P. et al. Light gaps disturbance, recruitment limitations and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, p. 554-557, 1999.
- ITCG. Instituto de Cartografia do Paraná. Disponível em: <(www.icg.pr.gov.br) > Acesso em: 20 de agosto de 2010.
- IURK, M. C. et al. Levantamento florístico de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Aluvial do Rio Iguaçu, Município de Palmeira (PR). **Floresta**, v. 39, n. 3, p. 605-617, 2009.
- KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro-brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17-48, 1960.
- KOZERA, C. et al. Fitossociologia do Componente arbóreo de um fragmento da Floresta Ombrófila Mista Montana, Curitiba, Pr, BR. **Floresta**, v. 36, n. 2, p. 225-237, mai./ago. 2006.
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**, 2. ed. Curitiba: José Olympio, 1981.
- MAGGIONI, C.; LAROCCA, J. Levantamento Florístico de um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Farroupilha/RS. **X Salão de Iniciação Científica**, Vale do Rio dos Sinos – PUCRS. 2009, p. 185-196.
- MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Princetown: Princetown University Press, 1988. 179 p.
- MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetacion**. Washington: OEA/PRDECT, 1982. 168 p.
- MIELKE, E. *et al.* Invasive exotic trees in the Conservation Units in Curitiba, Brazil. **Acta Horticulturae**, v. 881, p. 493-497, 2010.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. Disponível em: <(www.tropicos.org) > Acesso em: 20 de março de 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley and Sons. 1974.

MULLETT, T. L. Some characteristics of a native environmental weed: *Pittosporum undulatum*. In: **Proceedings of the 12th Australian Weeds Conference, Hobart** (eds A. C. Bishop, M. Boersma and C. D. Barnes), pp. 592-5, 1999. Tasmanian Weed Society, Devonport. Disponível em: <(www.caws.org.au/awc/1996/awc199614891.pdf)> Acesso em: 08 de maio de 2011.

NEGRELLE, R. R. B.; SILVA, F. C. Fitossociologia de um trecho de Floresta com Araucária Angustifolia (Bert.) O. Ktze. no Município de Caçador – SC. **Boletim Pesquisa Florestal**, n. 25, p. 37-54, 1992.

NEGRELLE, R. R. B.; LEUCHTENBERGER, R. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 1/2, n. 31, p. 42-51, 2001.

OLIVEIRA, A. E. S.; PEREIRA, D. G. Erradicação de espécies exóticas invasoras: múltiplas visões da realidade brasileira **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 21, p. 173-181, jan./jun. 2010.

PIMENTEL, A. et al. Fitossociologia do sub-bosque do Parque ambiental Rubens Dallegrove, Irati, Pr. **Floresta**, v. 38, n. 3, jul./set. 2008.

REGINATO, M. et al. A vegetação da Reserva Mata Nativa, Curitiba,Paraná, Brasil. **Acta Biológica Paranaense**, n. 37, p. 229-352, 2008.

REASER, J. K. et al. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. **Environmental Conservation**, v. 34, n. 2, p. 98-111, 2007.

RONDON NETO, R. M. et al. Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista montana, situado em Criúva, RS - Brasil. **Ciência Florestal**, v. 12 , n. 1, p. 29-37, 2002.

ROSE S. Influence of suburban edges on invasion of *Pittosporum undulatum* into the bushland of northern Sydney, Australia. **Australian Journal of Ecology**, v. 22, p. 89-99, 1997.

ROTTA. E. **Identificação dendrológica do Parque da Barreirinha, Curitiba-PR**. 1977. 257 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ROSEIRA, D. S. **Composição Florística e Estrutura Fitossocioológica do Bosque com Araucária angustifolia (Bert.) O. Ktze no Parque Estadual João Paulo II, Curitiba, Paraná**. 1990. 111p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SANQUETTA, C. R. et al. Estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas em um experimento de controle de taquaras (Bambusoideae) no Sul do Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 35, n. 1, 2005.

SANQUETTA, C. R. **Fragmentação da Floresta Ombrófila Mista no Paraná. In: I Simpósio sobre a Mata Atlântica: Conservação, Recuperação e Desenvolvimento.** Viçosa: CBCN - Centro Brasileiro para Conservação da Natureza e Desenvolvimento Sustentável, 2005.1 CD-ROM.

SCHAAF, L. B. et al. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período de 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 3, p. 271-291, 2006.

SESSEGOLO, G. C. A Recuperação de Áreas Degradadas em Unidades de Conservação. In: IAP. **Unidades de Conservação – ações para valorização da biodiversidade.** Governo do Paraná, 2006. p. 25-33.

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei Federal nº9985 de 18 de julho de 2000. Disponível em: <(www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm)>. Acesso em: 08 de maio de 2011.

4 *Pittosporum undulatum* Vent.: ASPECTOS BOTÂNICOS, ECOLÓGICOS, ETNOBOTÂNICOS E SILVICULTURAIS

Pittosporum undulatum VENT.: BOTANICAL, ECOLOGICAL, ETHNOBOTANICAL AND SILVICULTURAL ASPECTS

RESUMO

Pittosporum undulatum é considerada espécie de elevado potencial invasor, dada sua grande capacidade de adaptação para colonizar habitats diversos. Visando subsidiar ações de manejo para o seu controle, apresenta-se revisão sobre aspectos botânicos, ecológicos, etnobotânicos e silviculturais relacionados a esta espécie. Programas de controle devem incluir este tipo de informações sobre de modo a assegurar que os limitados recursos destinados a esta questão seja eficazmente alocados. Ressalta-se a importância de abordar de forma holística as causas da invasão, particularmente o papel da estrutura original e modificações funcionais impostas sobre os ecossistemas e seus processos, desde a colonização pela espécie invasora.

Palavras-chave: espécie exótica invasora; pau incenso.

ABSTRACT

Pittosporum undulatum is considered a species with high invasive potential, due to its strong adaptation capacity to colonize different habitats. Aiming to support controlling management actions, a review of its botanical, ecological, ethnobotanical and silvicultural aspects are presented. Control programs should include this type of information to ensure that the limited resources devoted to this issue will be efficiently allocated. It is important to address holistically the causes of the invasion, particularly the role of the original structure and functional changes imposed on ecosystems and their processes, since colonization by invasive species.

Keywords: alien invasive species; Australian cheesewood.

4.1 INTRODUÇÃO

Pittosporum undulatum Vent. (pau incenso) é uma árvore nativa da Austrália, pertencente à família Pittosporaceae (LORENZI et al., 2003). O odor agradável proveniente de suas flores, assim como a intensidade da coloração amarelo-alaranjada de seus frutos que

atraem e alimentam aves motivaram, muito provavelmente, o seu uso em áreas urbanas como planta ornamental (BINGGELI e GOODLAND, 1998). No entanto, o pau incenso é considerado com alto potencial invasor em face do sucesso dos processos de dispersão, competição e persistência de suas populações (GOODLAND e HEALEY, 1996). No Brasil, há registro de sua ocorrência como espécie exótica invasora (EEI) em várias localidades do sul e sudeste (BLUM et al., 2005; INSTITUTO HÓRUS, 2005; PARANÁ, 2007; SANTA CATARINA, 2010) assim como centro-oeste (SANTANA e ENCINAS, 2008).

Espécie exótica é aquela que se encontra fora de sua área de distribuição natural e, quando oferece ameaça às espécies nativas, bem como à vida humana, aos ecossistemas ou habitats, é chamada de espécie exótica invasora (EEI) (BRASIL, 2009). A adaptação às condições do ambiente no qual se inseriu, ausência de predadores e degradação dos ambientes naturais são os principais fatores que levam uma espécie exótica se tornar invasora, competindo com as espécies nativas por recursos - como território, água, alimento causando um grande impacto ao ambiente (GLEADOW e ASHTON, 1981; ALVES et al., 2003).

A invasão de espécies exóticas é reconhecida como a segunda causa que mais ameaça a diversidade global, situando-se logo após a perda de habitat e fragmentação de paisagens (WALKER e STEFEN, 1997; MATTHEWS e BOLZANI, 2005). A perda econômica associada à presença de espécies invasoras também é um fator de séria preocupação em várias partes do mundo (PIMENTEL et al., 2001). Os custos decorrentes da presença de espécies exóticas invasoras nas culturas agrícolas, em pastagens e nas áreas de florestas atingem cifras expressivas. Segundo algumas estimativas, elas podem estar custando para a economia global US\$ 1,4 trilhão ou mais. As perdas globais para espécies exóticas podem chegar a mais de US\$ 12 bilhões somente em relação a oito principais culturas da África. O manejo para o controle de espécies exóticas invasoras é, portanto, talvez o maior desafio de conservação a ser enfrentado nas próximas décadas (BRASIL, 2009; SECRETARIADO CBD, 2010).

Há distintos métodos de controle de espécies exóticas invasoras, agrupados em quatro categorias principais: mecânico, químico, biológico e ambiental. As soluções para problemas de invasão biológica em geral estão no uso combinado destes diferentes métodos, pois cada situação é diferente e cada espécie reage ao controle de forma diferente. Assim sendo, não existe uma receita pronta e é preciso compreender as variáveis ambientais e o comportamento da espécie em questão para definir o método mais adequado (INSTITUTO HÓRUS, 2011).

Neste contexto e visando subsidiar ações de manejo para o seu controle, apresenta-se revisão sobre aspectos botânicos, ecológicos, etnobotânicos e silviculturais relacionados a esta espécie.

4.2 ASPECTOS BOTÂNICOS

4.2.1 Classificação botânica

Pittosporum é o gênero de maior diversidade dentre os 10 que abriga Pittosporaceae, englobando aproximadamente 200 espécies. Com origem provavelmente no período de Gondwana, atualmente apresenta-se distribuído em ampla área que inclui Austrália, Leste da Ásia, Oceania e partes da África, ocorrendo principalmente nas regiões litorâneas, em solos aluviais e podzólicos vermelhos e amarelos (GLEADOW e ASHTON, 1981). A denominação deste gênero foi configurada a partir das palavras gregas "pitta" (pegajoso) e "**sporum**" (semente), referindo-se à cobertura resinosa e aderente de suas sementes.

Pittosporum undulatum foi descrito em 1802, pelo francês Étienne-Pierre Ventenat (1757-1808) professor, botânico e bibliotecário do Pantheon de Paris e responsável pelos jardins do Castelo de Malmaison. Contudo, o que definitivamente o lançou como um dos botânicos franceses de maior destaque foi a publicação de obras magnificamente ilustrada, incluindo *Description des plantes nouvelles et peu connues, cultivées dans le jardin de J.-M. Cels* onde apresenta *Pittosporum undulatum*. O epíteto específico origina-se do termo latino *unda* (onda), referindo-se à borda ondulada que é características da folha desta espécie (ANPSA, 2011). Taxonomicamente, *Pittosporum undulatum* é um táxon bem definido, sendo possível que ele seja um híbrido a partir do *Pittosporum bicolor* e talvez também do *Pittosporum revolutum* (BINGGELI e GOODLAND, 1998).

Botanicamente (TROPICOS, 2011), esta espécie está categorizada como:

Classe: Equisetopsida C. Agardh

Subclasse: Magnoliidae Novák ex Takht.

Superordem: Asteranae Takht.

Ordem: Apiales Nakai

Família: Pittosporaceae R. Br.

Gênero: *Pittosporum* Banks ex Gaertn.

Pittosporum undulatum Vent. não possui sinonímias (TROPICOS, 2011).

Esta espécie é reconhecida por distintos nomes populares nas diferentes regiões onde ocorre (LORENZI et al., 2003), a saber: Brasil: pau-incenso ou incenso. Açores: pitósporo-ondulado, incenso ou faia-do-norte. Asia e Oceania: *Australian cheesewood*, *mock orange*, *native daphne*, *orange pittosporum*, *sweet pittosporum*, *Victorian box*, *Victorian laurel*, *wild coffee* (GOODLAND e HEALEY, 1996).

4.2.2 Caracterização botânica

O *Pittosporum undulatum* é uma árvore perenifólia de até 30 m de altura (BINGGELI e GOODLAND, 1998) e 7 metros de diâmetro de copa piramidal, tronco com casca lisa acinzentada (ANPSA, 2011). Em regiões mais secas, pode não ultrapassar o porte arbustivo, entre 2 e 3 m de altura (GOODLAND e HEALEY, 1996). No Brasil, foram registrados representantes desta espécie de 7 a 10 m de altura (LORENZI et al., 2003). As folhas são perenes e caracteristicamente onduladas nas bordas, aglomeradas nas extremidades dos ramos, simples, pecioladas, dispostas em espiral, lâminas ovalado-alongadas ou lanceoladas, de ápice agudo, subcoriáceas, aromáticas, verde-escuras e brilhantes na face superior, com 7 a 15 cm de comprimento e cerca de 2 cm de largura (GOODLAND e HEALEY, 1996; LORENZI et al., 2003) com canais resiníferos (FERREIRA et al., 2006). A inflorescência é terminal, com flores brancas com centro amarelo, de 1,5 cm de comprimento, muito perfumadas (LORENZI et al., 2003). Frutos tipo cápsula loculicida (12 cm diâmetro) deiscente bivalvar, globosos amarelos ou alaranjados, aromáticos, com exocarpo e endocarpo unisseriados. O mesocarpo externo é parenquimático com feixes vasculares associados a canais resiníferos e idioblastos com drusas. No fruto maduro, os canais se tornam maiores e as esclereídes, antes associadas apenas aos feixes vasculares, distribuem-se por todo o mesocarpo (FERREIRA et al., 2006). O óvulo é anátropo e unitegmentado. As sementes, em geral 20 por fruto, são reniformes, albuminosas, com testa lisa, brilhante de coloração marrom

avermelhada, hilo arredondado esbranquiçado, micrópila e rafe inconspícuas, com aproximadamente, 4,0-5,0mm x 3,0-4,0mm de largura, tegumento resinoso/pegajoso. A semente madura é nitogumentada e albuminosa, com exotesta, mesotesta e endotesta. O embrião é espatulado e possui eixo hipocótilo-radicular diminuto, localizado numa das extremidades da semente, oblíquo ao seu eixo principal (LORENZI et al., 2003).

4.3 DISTRIBUIÇÃO

Pittosporum undulatum é originário das áreas úmidas da costa oriental da Austrália (GOODLAND e HEALEY, 1996), mas teve a sua área de implantação drasticamente expandida após a colonização europeia. Atualmente, já foi registrado nos Estados Unidos da América, México, África do Sul, Caribe (Jamaica, Porto Rico), América Central (Guatemala), América do Sul (Colômbia, Equador, Bolívia e Brasil). Ocorre em ampla variedade de ambientes, incluindo Floresta Tropical, Floresta Esclerófila Úmida ou Seca assim como Savana (BINGGELI e GOODLAND, 1998). No Brasil, há registro de sua ocorrência como espécie exótica invasora (EEI) em várias localidades do sul e sudeste (BLUM et al., 2005; INSTITUTO HÓRUS, 2005; PARANÁ, 2007; SANTA CATARINA, 2010) assim como centro-oeste (SANTANA e ENCINAS, 2008), incluindo importantes unidades de conservação (MIELKE et al, 2010).

4.4 ASPECTOS ECOLÓGICOS

O ciclo de vida desta espécie é pouco conhecido, sabendo-se quase nada sobre sua longevidade (GOODLAND e HEALEY, 1996). É uma árvore de crescimento extremamente veloz, colonizando rapidamente áreas desflorestadas em várias regiões onde foi introduzida como Caribe, Hawaii, Açores, Ilha da Madeira e o sul do Brasil. Mesmo na região de Sydney (Austrália), onde é nativa, *Pittosporum undulatum* expandiu-se para solos e formações vegetais que anteriormente não ocupava, eliminando por competição e sombreamento muitas

das espécies que naturalmente ocorriam nesses habitats (ANPSA, 2011). No Estado de Victoria (Austrália) é considerada uma ameaça para a sobrevivência das florestas nativas de eucalipto (GLEADOW e ASHTON, 1981). Introduzida na Jamaica, em 1883, no Jardim Botânico de Cinchona, rapidamente se disseminou tornando-se dominante em muitas áreas florestadas desta região (BINGGELI e GOODLAND, 1998). No Arquipélago de Açores, foi introduzida há mais de 150 anos para constituição de sebes. Invadiu completamente toda a zona compreendida entre o nível do mar e 600 m s.n.m., modificando profundamente o aspecto das paisagens açorianas (BATISTA et al., 1998; CORDEIRO et al., 2005).

No Havaí e outras ilhas do Pacífico, *Pittosporum undulatum* foi avaliada como espécie invasora com alta capacidade de causar danos ecológicos e econômicos (DAEHLER et al., 2004). Padrão semelhante ocorreu em áreas florestadas e de mata ciliar na Província do Cabo (África do Sul) (BINGGELI e GOODLAND, 1998). Em Portugal, foi considerada a principal espécie invasora do Parque da Pena (Sintra) (ALVES et al., 2003).

No Brasil, esta espécie, consta como espécie invasora na lista gerada pelo Levantamento Nacional de Espécies Invasoras (BRASIL, 2006), havendo registros de ocorrência nos Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná como invasora (BLUM et al., 2005; INSTITUTO HÓRUS, 2005; SANTA CATARINA, 2010) e esporadicamente em cultivos em jardins na região sul do Brasil (BLUM et al., 2005). No Rio Grande do Sul, esta espécie tem invadido Áreas de Preservação Permanente da encosta da Serra do Sudeste, sendo seu crescimento populacional considerado um fator limitante ao ciclo natural de sucessão (KARAM et al., 2007).

Os adultos dessa espécie, geralmente, não são tolerantes à sombra (GLEADOW et al., 1983). Contudo, há registro de sua ocorrência em ambientes sombreados do sub-bosque florestal (BLUM et al., 2005). Quando a radiação solar está entre 4-8% e até mesmo abaixo de 2% já se observa a presença do *Pittosporum undulatum* (GLEADOW e ASHTON, 1981). O crescimento vigoroso de mudas em sombra densa pode estar relacionado à maior tolerância à seca das mudas à sombra (GLEADOW e ROWAN, 1982) ou maior capacidade competitiva das plântulas (GLEADOW, 1982). No entanto, o recrutamento pode tornar-se mais intenso com o aumento da incidência luminosa, ocasionado pela abertura de clareiras, chegando a 5000 mudas por m² (BINGGELI e GOODLAND, 1998).

As plântulas de *Pittosporum undulatum* são altamente tolerantes à seca quando em temperatura moderadamente baixa (21,4°C dia / 17,8°C noite comparado com 27,4°C dia / 23,9°C noite) e ambiente bem sombreado. As plantas cultivadas de sementes bem regadas

apresentaram taxas de crescimento relativo e tarifas de assimilação líquidas mais altas quando cultivadas sob temperaturas mais altas e maiores intensidades lumínicas. As plantas cultivadas de sementes foram mais frondosas quando cultivadas sob luz baixa resultando em maior área de folha específica, assim como maior proporção de área foliar em relação à raiz. Os efeitos adversos de maiores intensidades lumínicas e de temperatura na tolerância à seca por plantas cultivadas de sementes de *Pittosporum undulatum* suportam a hipótese que a sobrevivência das plântulas no seu primeiro ano é dependente principalmente do microclima onde se encontram (GLEADOW e ROWAN, 1982).

A espécie apresenta um comportamento ecológico oportunista, aproveitando as alterações ambientais resultantes da atividade humana, como a fragmentação dos habitats, ou modificações de padrões nutricionais do solo e a supressão dos fogos florestais. Ao contrário de muitas das plantas com que compete, o *Pittosporum undulatum* é favorecido pela existência de altos níveis de nutrientes no solo e as suas sementes germinam sem necessidade de fogo. As folhas contêm toxinas que podem inibir o crescimento de outras plantas (BUSHCARE, 2003). Invade áreas florestais nativas e pode sombrear plantas nativas (ANPSA, 2011). No entanto, a explicação mais provável para a invasão próspera de *Pittosporum undulatum* seria a capacidade competitiva desta espécie (TUNBRIDGE et al., 2000). As principais características do *Pittosporum undulatum* que favorecem o seu estabelecimento são: altos índices de germinação (MULLET,1999a, MULLET,1999b), alta capacidade de adaptação e plasticidade frente a diferentes tipos de solo (MULLET,1999b), elevada produção de propágulos (37.500 sementes/ind.), eficiente dispersão ornitocórica (GOODLAND e HEALEY, 1997b) e capacidade de crescimento e rebrota favorecido frente à abertura de clareiras (ROSE, 1997).

Esta espécie é considerada ecologicamente importante haja vista a degradação ambiental que ocasiona, principalmente reduzindo áreas de matas nativas (MULLET, 1999b). Possui uma enorme capacidade de atrair polinizadores, o que diminui a disponibilidade de agentes polinizadores nas plantas nativas e que maximiza, ao mesmo tempo a sua produção de frutos e sementes (GOODLAND e HEALEY, 1997a). Segundo Goodland e Healey (1997b), o caule de *Pittosporum undulatum*, devido a sua casca lisa possui baixa capacidade de abrigar plantas epífitas, diminuindo a diversidade destas no ambiente invadido.

4.4.1 Fenologia

A floração começa a partir de 5 anos de idade (BINGGELI e GOODLAND, 1998). Foi observada atividade reprodutiva em pequenas arvoretas (2 m de altura) (BLUM et al., 2005). No hemisfério sul, a floração ocorre entre os meses de setembro e novembro e a frutificação entre os meses maio e julho. Em meados de outubro os frutos se abrem e liberam as sementes (INSTITUTO HÓRUS, 2011).

4.4.2 Biologia da Reprodução

Expressão sexual das flores é bastante variável, mas as flores são geralmente unisexuais. As flores são polinizadas por insetos, principalmente abelhas (GOODLAND e HEALEY, 1996). As cápsulas demoram cerca de seis meses para amadurecer e contêm geralmente de 20 a 40 sementes (BINGGELI e GOODLAND, 1998). A produção de sementes é elevada (MULLET, 1999b) podendo chegar a 37.500 sementes/ind. (GOODLAND e HEALEY, 1997a). É incomum que as suas sementes não fiquem armazenadas no solo, pelo menos de um ano para o outro, potencialmente formando banco de sementes (GLEADOW e ASHTON, 1981; GLEADOW, 1982).

4.4.3 Dispersão

A dispersão das sementes de *Pittosporum undulatum* pode ocorrer por hidrocoria e zoocoria (BLUM et al., 2005; MULLET, 1999b), especialmente ornitocoria (GOODLAND e HEALEY, 1997b). Em alguns casos, a dispersão pode ser favorecida pela introdução de avifauna exótica (GLEADOW, 1982). Muitos herbívoros não apreciam as sementes resinosas do pau-incenso, no entanto estas são fonte alimentar para alguns animais da Nova Zelândia como o papagaio Kea (*Nestor notabilis*) assim como outras aves frugívoras generalistas europeias incluindo Pied Currawongs (*Strepera graculina*), European Blackbirds (*Turdus merula*), Satin Bowerbirds (*Ptilonrhychnus violaceus*) Silvereyes (*Zosterops lateralis*) e Red whiskered Bulbuls (*Pycnonotus jocosus*) (COOPER, 1956, GLEADOW 1982, BUCHANAN, 1989, MULLETT 1999a). No Brasil, os frutos desta espécie também são reportados como fonte alimentar para a avifauna, especialmente para várias espécies de sabiá (*Turdus* spp.) (FONSECA e ANTUNES, 2007). Contudo, é unânime que o principal vetor de dispersão

desta é antrópico, quando do plantio dessa espécie para fins ornamentais (GLEADOW e ASHTON, 1981, GOODLAND e HEALEY, 1996) ou para composição de cortina vegetal ou cerca-viva (MEDEIROS et al., 2003).

4.5 TOXICIDADE E BIOATIVIDADE

A planta contém elementos moderadamente tóxicos. Estes elementos são pouco absorvíveis pelo organismo humano, o que determina baixa incidência de problemas de intoxicação associados a esta espécie (GARDENBREIZH, 2011). De acordo a ASPCA (2011), o pau-incenso não é tóxico para gatos, cães e cavalos, mas se for acidentalmente ingerido por estes animais pode causar cólica e indisposição gastrointestinal.

Contém saponinas, sendo por isso utilizada na pesca como veneno de peixes (PLANTS FOR A FUTURE, 2003).

Segundo USDA (2004), os representantes da espécie são fonte de leucoantocianina, também conhecida como proantocianidina (PA ou PAC). As leucoantocianinas constituem uma família de polifenóis naturais pertencentes à classe dos bioflavonóides, cuja estrutura química está baseada no núcleo flavilium, o qual consiste de três anéis fenólicos, sendo neste caso o terceiro anel um pirano heterocíclico, denominado de núcleo flavana (MACHADO et al, 2008). Os seus componentes são fortes agentes antioxidantes hidrossolúveis, com extensas aplicações clínicas, incluindo prevenção de câncer, ação antiinflamatória e redução do risco de mortalidade cardiovascular (COS et al., 2004).

Das folhas, assim como flores e frutos, pode ser extraído óleo essencial (MEDEIROS et al., 2003), que possui elevada atividade anticoagulante (MEDEIROS et al., 2000). O óleo essencial proveniente das folhas de *Pittosporum undulatum* possui atividade microbiológica contra *Staphylococcus aureus* e *S. epidermis* (MEDEIROS et al., 2003). Os distintos componentes deste óleo essencial mostraram diferentes espectros de inibição sobre o crescimento de *Aspergillus flavus*, porém todos foram capazes de inibir a produção de aflatoxina B₁ (MEDEIROS et al., 2011).

4.6 ASPECTOS ETNOBOTÂNICOS

No Brasil, assim como em outros locais onde é encontrada, é considerada bastante ornamental, sendo empregada em paisagismo, jardinagem e arborização urbana (JOLY, 1993; LORENZI et al., 2003). Pela fragrância de suas flores, atraem insetos, em especial abelhas que se alimentam do abundante néctar (BINGGELI e GOODLAND, 1998). A sua madeira produz lenha e carvão de boa qualidade. Entretanto, tem pouco emprego em carpintaria ou marcenaria (BATISTA et al., 1998).

Fora do Brasil, há registro de seu emprego para manufatura de tacos de golfe (PLANTS FOR A FUTURE, 2003). Em Açores e na Jamaica, as folhas tem sido utilizadas para alimentação sazonal de gado bovino e caprino em épocas de estiagem (GOODLAND e HEALEY, 1996; OLIVEIRA e BORBA, 1999), o que é bastante surpreendente considerando as suas folhas coriáceas, com níveis elevados de compostos secundários, incluindo sapogeninas (HIGUCHI et al., 1983). O material vegetal apresenta potencial para ser usado em compostagem para horticultura (OLIVEIRA e BORBA, 1999). Na Austrália, frutos e sementes foram citados popularmente para o tratamento de bronquite, malária, ferimentos e distúrbios estomacais (COOPER, 1956).

4.7 CONTROLE E MANEJO

Pittosporum undulatum possui intensa regeneração de troncos e raízes, o que torna a remoção mecânica trabalhosa e cara. A remoção física de plântulas é relativamente fácil, mas este processo em indivíduos mais desenvolvidos depende da adequada remoção dos restos vegetais devido a sua significativa capacidade de rebrota (INSTITUTO HÓRUS, 2011; STAR et al., 2005). A retirada da casca (anelamento) é efetiva na prevenção da rebrota apenas quando aplicada de maneira radical a partir de 30 cm do solo (GOODLAND e HEALEY, 1997a). A incineração dos restos vegetais (180°C durante 5–10 minutos, em fornalha apropriada) promove a queima total destes. No entanto, 20 % das árvores adultas rebrotaram após 6 meses de haverem sido submetidas à ação do fogo em campo (GLEADOW e NARAYAN, 2005), dado que o fogo mata apenas os brotos basais do tronco, sendo

ineficiente como medida de controle ou erradicação, especialmente em ambiente urbano ou periurbano (MULLET, 1999a).

Há uma quantidade razoável de conhecimento biológico sobre *Pittosporum undulatum* assim como de seus inimigos naturais em sua região de origem, sendo a espécie suscetível a pulgões, ácaros, cochonilhas, alguns fungos foliares, nematóides de raiz, galhas e cancos (BRICKELL e ZUK, 1997). No entanto, o controle biológico seja envolvendo manipulação direta de populações estabelecidas de inimigos naturais através da produção em massa ou colonização; seja pela manipulação do habitat para incentivar as populações de inimigos naturais que matam o invasor ou reduzir drasticamente a sua capacidade competitiva, ainda não está disponível em nenhum dos lugares onde esta espécie foi detectada como invasora (GOODLAND e HEALEY, 1996). Programas de controle biológico clássico de plantas invasoras exóticas, como é o caso do *Pittosporum undulatum*, são também inexistentes no Brasil, ainda que haja a participação de pesquisadores brasileiros, atuantes na área, na contramão desse processo, subsidiando programas de cooperação internacional, com foco em plantas nativas que se tornaram infestantes em outras regiões do mundo (NACHTIGAL, 2009). Salienta-se, no entanto que o controle biológico quando desenvolvido, deve ser aplicado com extrema cautela de modo a não promover danos ou efeitos secundários sobre as espécies nativas que coabitam com a espécie exótica (STAR et al., 2005).

Desta forma, o mais indicado atualmente é o controle químico para *Pittosporum undulatum* (GOODLAND e HEALEY, 1997a, INSITUTO HÓRUS, 2011). Neste caso, o tratamento consiste em realizar cortes sucessivos e intercalados com uma machadinha na base do tronco, com diferença de 10 cm de altura, ao redor de todo o tronco. Deve-se aplicar glifosato diluído a 2% em água a cada corte, no momento em que é feito, um a um. Quanto menor o tempo entre o corte e a aplicação do produto, maior a eficiência dos resultados. Em caso de remoção das árvores para uso ou venda da madeira, o controle químico é fundamental e precisa ser realizado no momento do corte. As árvores devem ser cortadas rentes ao chão. É necessária a aplicação direta de herbicida nos tocos para evitar a geração de rebrotas, que dificultam e oneram o controle posterior. Para tanto, o herbicida precisa ser aplicado imediatamente após o corte, em questão de segundos, para ter maior eficiência. O produto mais utilizado é um herbicida sistêmico seletivo de aplicação foliar em área total (Garlon 480 Br©), produto à base de triclopir, em concentração de 80% diluído em óleo diesel. Na ausência de Garlon, utiliza-se outro herbicida sistêmico de ação seletiva (Tordon©), composto por sal trietanolamina do 2,4-d em associação com derivado do ácido picolínico e o

2,4-d do grupo dos fenoxiacéticos, a uma concentração de 7%, diluído em água. Existem sérias preocupações sobre o impacto ambiental e persistência de Tordon®. Picloram, um princípio ativo deste herbicida, ainda estava presente no solo doze meses após a aplicação em uma floresta tropical em Porto Rico (atingindo um máximo de 0,05 ppm de 12-30 cm de profundidade) (DOWLER e TSCHIRLEY, 1970). Como glifosato parece ser eficaz e tem uma toxicidade muito baixa para os seres humanos (GROSSBARD e ATKINSON, 1984), no entanto parece haver pouca vantagem em utilizar Tordon®, além do seu baixo custo. Se após a aplicação do herbicida ainda assim houver rebrotamento, as rebrotas devem ser eliminadas quando atingirem 15 a 30 cm de altura através de pulverização nas folhas, com glifosato diluído em água a 2%. A aplicação do herbicida deve ser realizada com equipamento de segurança, com pulverizador de bom desempenho e precisão, sem vazamentos, e em dias sem vento para evitar impactos paralelos sobre outras espécies, solo ou água. O tratamento precisa ser repetido cada vez que as rebrotas atingirem a altura indicada. Trabalhos previamente realizados sugerem uma tendência de eliminação das plantas com quatro aplicações sucessivas nas rebrotas. Como já mencionado, todo o material vegetal removido deve ser acondicionado de forma apropriada de maneira a evitar a rebrota. As alternativas são a compostagem ou incineração (BATISTA et al., 1998). É importante salientar que apesar de estes herbicidas representarem tem significativo impacto ambiental, a alternativa de deixar prosseguir a invasão poderia ter consideravelmente maior impacto sobre o ambiente (GOODLAND e HEALEY, 1996).

Adicionalmente, uma medida apropriada seria o controle ambiental que se refere à restauração das condições ambientais do meio para dar-lhe maior resistência a processos de invasão. Quando a invasão exerce sobre o ambiente uma pressão de dominância grande é comum que processos de restauração sejam necessários, envolvendo o replantio de espécies nativas, descompactação de solos, semeadura de espécies nativas para cobertura de solo e outras técnicas. Estes métodos visam apenas devolver ao meio uma condição mais favorável à recolonização por espécies nativas do ecossistema e assim dificultar a entrada de espécies exóticas invasoras (INSTITUTO HÓRUS, 2011). No entanto, este processo ainda é embrionário na maioria dos locais onde há ocorrência da invasão por *Pittosporum undulatum*, incluindo o Brasil.

Embora o controle de plantas invasoras seja séria questão ambiental, esta parece não receber suficiente atenção nas agendas de gestão ambiental, de forma globalizada. É urgente o delineamento de campanhas de educação pública para valorizar a inserção político-ambiental

desta questão e incentivar práticas agrícolas e urbanísticas mais responsáveis no que concerne a prevenção da entrada de espécies exóticas invasoras (MULLET, 1999a). *Pittosporum undulatum* é reconhecida como uma espécie de alto potencial invasor (CARR et al., 1992), sendo a propagação desta espécie, em áreas fora da sua área natural, um processo potencialmente ameaçador para o meio ambiente. No entanto, esta espécie é ainda comercialmente disponível a partir de viveiros e continua a ser inserida em jardins e parques urbanos e periurbanos, onde um conjunto expressivo de dispersores favorece seu espalhamento nos remanescentes de vegetação nativa (MULLET, 1999a; MIELKE, 2010).

Tentativas de controle de plantas invasoras terão pouco sucesso em longo prazo, sem o correto manejo das populações de origem e de seus agentes de dispersão. Programas de controle devem incluir informações sobre as características biológicas e ecológicas da espécie alvo de modo a assegurar que os limitados recursos destinados a esta questão seja eficazmente alocados (MULLET, 1999a). Ressalta-se a importância de abordar de forma holística as causas da invasão, particularmente o papel da estrutura original e modificações funcionais impostas sobre os ecossistemas e seus processos, desde a colonização pela espécie invasora. Embora estas causas subjacentes de invasão sejam, talvez, de difícil quantificação, esta abordagem representa um novo desafio para o manejo de plantas invasoras e necessitam de conhecimento e pesquisa em nível interdisciplinar (HOBBS e HUMPHRIES, 1995).

4.8 REFERÊNCIAS

- ALVES, J. R. et al. Infestantes ambientais no Parque da Pena, Sintra . **Anais do Instituto Superior de Agronomia**, Lisboa, v. 49, p. 271-284, 2003.
- ANPSA. **Australian Native Plants Society - *Pittosporum undulatum***. Disponível em <<http://anpsa.org.au/p-und.html>> Acesso em: 10 de janeiro de 2011.
- ASPCA. **The American Society for the Prevention of Cruelty to Animals (ASPCA)**. Disponível em <<http://aspc.org>> Acesso em: 10 de janeiro de 2011
- BATISTA, J. G. et al. Effectiveness of two biodegradation methods on the physical characteristics of compost for horticulture purposes. **Acta Horticulturae**, v. 517, p. 293-302, 1998.
- BINGGELI, P.; GOODLAND, T. 1998. ***Pittosporum undulatum* Vent.** (Pittosporaceae). Disponível em: <<http://members.multimania.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm>> Acesso em: 08 de maio de 2011.
- BLUM, C.T et al. Espécie vegetais invasoras em comunidades florestais nativas nas margens da represa Vossoroça, Apa de Guaratuba, Paraná, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, Brasília, 1, 2005. **Anais...** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 15p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira**. Brasília: MMA, 2006. 24 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Comissão Nacional de Biodiversidade. **Resolução CONABIO n.º 5 de 21 de outubro de 2009**.
- BRICKELL, C.; ZUK, J.D. **The American Horticultural Society A-Z encyclopedia of garden plants**. NY: DK Publishing, 1997. 1004 p.
- BUCHANAN, R. A. Pied currawongs (*Strepera graculina*): their diet, and role in weed dispersal in suburban Sydney, New South Wales. **Proceedings of the Linnaean Society of New South Wales**, n. 111, p. 241-55, 1989.
- BUSHCARE. 2003. **Sweet Pittosporum**. Disponível em <<http://www.bushcare.tas.gov.au/ToAdd/Data/weeds/Sweet%20pittosporum.pdf>> Acesso em 04 de março de 2011.
- CARR, G.W. et al. **Environmental weed invasions in Victoria: conservation and management implications**. Victoria: Department of Conservation and Natural Resources and Ecological Horticulture, 1992. 78p.
- COOPER, C. R. The Australian and New Zealand species of *Pittosporum*. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Missouri, v. 43, n. 2, p. 87-188, 1956.

CORDEIRO, N. et al. Distribuição e abundância de *Pittosporum undulatum* na Ilha do Pico (Açores). **Relatórios e Comunicações do Departamento de Biologia**, Açores, v. 34, p. 235-244, 2005.

COS, P. et al. Proanthocyanidins in health care: current and new trends. **Current Medicinal Chemistry**, v.11, n.10, p.1345-1359, 2004.

DAEHLER, C. C. et al. A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other pacific islands. **Conservation Biology**, v. 18, n. 2 p. 360, 2004.

DOWLER, C. C.; TSCHIRLEY, F.H. Effects of herbicides on a Puerto Rican rain forest. In: Odum, H.T; Pigeon, R.F. **A tropical rainforest**. Springfield: USAEC, NTIS, 1987. p. 315-23.

FERREIRA, N. J. et al. *Pittosporum undulatum* Vent. grown in Portugal: secretory structures, seasonal variation and enantiomeric composition of its essential oil. **Flavour and Fragrance Journal**, Chichester, v. 22, n. 1, p. 1-9, 2006.

FONSECA, F. Y.; ANTUNES, A. Z. Frugivoria e predação de sementes por aves no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 81-91, 2007.

GARDENBREIZH. **Base des plantes exotiques, subtropicales et tropicales**. Disponível em <<http://gardenbreizh.org/modules/gbdb>> Acesso em 20 de setembro de 2011.

GLEADOW, R. M. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. II dispersal germination and establishment. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 30, n. 2, p. 185-198, 1982.

GLEADOW, R. M.; ASHTON D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. I invasion patterns and plant morphology. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 29, n. 6, p. 705-720, 1981.

GLEADOW, R. M.; NARAYAN, I. Temperature thresholds for germination and survival of *Pittosporum undulatum*: implications for management by fire. **Acta Oecologica**, v.31, p. 151-157, 2007.

GLEADOW, R. M; ROWAN K. S. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia III. Effects of temperature and light on growth and drought resistance. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 30, n. 3, p. 347-358, 1982.

GLEADOW, R. M. et al. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. IV Shade tolerance. **Australian Journal of Botany**, Collingwood, v. 31, n. 2, p. 151-160, 1983.

GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The invasion of Jamaican rainforests by the Australian tree *Pittosporum undulatum***. Bangor: University of Wales, 1996. 55p. Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/pittorep.pdf>> Acesso em 19 de dezembro de 2010.

GOODLAND, T.; HEALEY, J.R. **The control of the Australian tree *Pittosporum undulatum* in the Blue Mountains of Jamaica.** Bangor: University of Wales, 1997(a). 27p. Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/control.pdf>>. Acesso em 19 de dezembro de 2010.

GOODLAND, T. HEALEY, J. R. **The effect of *Pittosporum undulatum* on the native vegetation of the Blue Mountains of Jamaica.** Bangor: University of Wales, 1997 (b). 41p. Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/effects.pdf>> Acesso em 19 de dezembro de 2010.

GROSSBARD, E.; ATKINSON, D. **The herbicide Glyphosate.** London: Butterworths, 1984. 496p.

HIGUCHI, R. et al. Triterpenoid sapogenins from leaves of *Pittosporum undulatum*. **Phytochemistry**, New York, v.22, n.5, p.1235-7, 1983.

HOBBS, R. J.; HUMPHRIES, S.E. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. **Conservation Biology**, Washington (DC), v.9, p.761-70, 1995.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Levantamento de espécies invasoras: resultados preliminares.** 2005. Disponível em <http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf_ficha_pittosporum_undulatum> Acesso em 27/05/2011.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Métodos de controle de espécies exóticas invasoras.** Disponível em: <www.institutohorus.org.br> Acesso em: 10 de agosto de 2011.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal.** São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1993. p. 364-366.

KARAM, L. de M et al. Caracterização fitossociológica do impacto de *Pittosporum undulatum* Vent. em três fragmentos de floresta estacional semidecidual (FESD) na encosta da Serra do Sudeste, Pelotas, RS. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. Ecologia no tempo de mudanças globais: programas e anais. Caxambu: SEB, 2007. **CD-ROM.**

LORENZI, H. et al. **Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas.** São Paulo: Plantarum, 2003. 368 p.

MACHADO, H. et al. Flavonóides e seu potencial terapêutico. **Boletim do Centro de Biologia da Reprodução**, Juiz de Fora, v. 27, n. 1/2, p. 33-39, 2008.

MATTHEWS, S.; BOLZANI, G. **América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras.** Cape Town: GISP, 2005. 80p.

MEDEIROS, R. J. et al. Antithrombin activity of medicinal plants of the Azores. **Journal of Ethnopharmacology**, New York, v.72, p.157-165, 2000.

MEDEIROS, R. J. et al. Composition and antimicrobial activity of the essential oils from invasive species of the Azores, *Hedychium gardnerianum* and *Pittosporum undulatum*. **Phytochemistry**, New York, v. 64, p. 561-565, 2003.

MEDEIROS, R. J. et al. Evaluation of antifungal activity of *Pittosporum undulatum* L. essential oil against *Aspergillus flavus* and aflatoxin production. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 1, p. 71-76, 2011.

MIELKE, E. ; CUQUEL, F. L. ; NEGRELLE, R. R. B. ; PIZZATO, W. Invasive exotic trees in the conservation units in Curitiba, Brazil. *Acta Horticulturae*, Belgium, v. 881, p. 493-497, 2010.

MULLETT, T. L. Some characteristics of a native environmental weed: *Pittosporum undulatum*. In: BISHOP, A.C. et al. **Proceedings of the 12th Australian Weeds Conference**. Devonport: Tasmanian Weed Society, 1999a. p.592-595. Disponível em: <www.caws.org.au/awc/1996/awc199614891.pdf> Acesso em: 08 de maio de 2011.

MULLETT, T. L. . Ecological aspects of sweet pittosporum (*Pittosporum undulatum* Vent.): implications for control and management. In: BISHOP, A.C. et al. **Proceedings of the 12th Australian Weeds Conference**. Devonport: Tasmanian Weed Society, 1999b. p.489-492. Disponível em: <www.caws.org.au/awc/1996/awc199614891.pdf> Acesso em: 08 de maio de 2011.

NACHTIGAL, G. F. **Controle biológico de plantas invasoras exóticas no Sul do Brasil por meio de fitopatógenos: princípios e estratégias de aplicação em ecossistemas agrícolas e naturais**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2009. 49p.

OLIVEIRA, M. A. S. P.; BORBA, A. E. S. Estudo do valor nutritivo do incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.) e da sua influência sobre a fermentação do rúmen. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 22, n. 4, p. 27-36, 1999.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Instituto Ambiental do Paraná. **Portaria IAP n°074**, de 19 de abril de 2007. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Zürich, v. 84, p. 1-20, 2001.

PLANTS FOR A FUTURE, 2003. Disponível em: <www.pfaf.org> Acesso em: 08 de maio de 2011.

ROSE, S. Influence of suburban edges on invasion of *Pittosporum undulatum* into the bushland of northern Sydney, Australia. **Australian Journal of Ecology**, Malden, v. 22, n. 1, p. 89-99, 1997.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA N° 11**, de 17 de dezembro de 2010. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina.

SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 4, p. 29-38, 2008.

SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA (CBD). **Panorama da Biodiversidade Global 3**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA), 2010. 94 p.

STARR, F. et al. **Invasive species information for Hawaii and the Pacific: *Pittosporum undulatum***. Disponível em www.hear.org/starr/hiplants/reports/pdf/pittosporum_undulatum.pdf Acesso: fevereiro, 2012.

TROPICOS Missouri Botanical Garden. Disponível em www.tropicos.org Acesso em: 16 de maio de 2011.

TUNBRIDGE, A. et al. Allelopathic effects of sweet Pittosporum (*Pittosporum undulatum* Vent.) on the germination of selected native plant species. **The Victorian Naturalist**, Blackburn, v. 117, n. 2. p. 44-50, 2000.

USDA **Database for the proanthocyanidin content of selected foods – 2004** Disponível em: <http://www.nal.usda.gov/fnic/foodcomp/Data/PA/PA.html> Acesso em 22 de setembro 2011.

WALKER, B.; STEFFEN, W. An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. **Conservation Ecology** [online], v.1, n.2, p. 10-25, 1997. Disponível em <http://www.consecol.org/vol1/iss2/art2/>. Acesso em fevereiro, 2012.

5 *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae): ECOLOGIA POPULACIONAL COMO SUBSIDIO AO CONTROLE E ERRADICAÇÃO.

RESUMO

Apresenta-se os resultados da análise da estrutura e dinâmica populacional do *P. undulatum* em remanescente de Floresta com Araucária abrigado em unidade de conservação com alto grau de infestação por esta espécie (Parque Mun. Barreirinha, Curitiba, PR, Brasil). Considerando quatro estádios de desenvolvimento (plântula, jovem I, jovem II e adulto), procedeu-se três censos (2008-2010) para registro da espécie em quatro unidades amostrais (4 x 20 m x 20 m), representando 4% da área total do maciço arbóreo que constitui o Parque. Analisou-se a densidade, as distribuições etária e espacial, além dos usuais parâmetros de avaliação da dinâmica populacional. Detectou-se taxas finitas de aumento populacional por unidade de tempo diferenciadas entre estádios de crescimento, com predominância de valores iguais ou pouco superiores a um. Considerando-se a totalidade da população amostrada, esta pode ser classificada como estável com leve tendência ao crescimento. Discute-se sobre cenários futuros de infestação biológica estudada e potenciais impactos associados.

Palavras-chave: Pau incenso. Espécie exótica invasora. Floresta com Araucária. Unidade de Conservação.

***Pittosporum undulatum* Vent.: POPULATION ECOLOGY AS BASE FOR ITS CONTROL AND ERADICATION.**

ABSTRACT

This study presents the results of the analysis of the structure and population dynamics of *Pittosporum undulatum* in a remnant area of Araucaria Forest. This remnant is a conservation unit with a high level of infestation by this species (Barreirinha Municipal Park, Curitiba, PR, Brazil). Three censuses were performed (2008-2010) looking at four stages of development (seedling, young I, young II and adult) to record the species occurrence in four plots (4 x 20m x 20 m), that represent 4% of the total area of tree mass in the park. Density, age and spatial distribution, in addition to other common parameters of population dynamics were analyzed. Considering the total population sampled, it can be classified as stable with a slight tendency for growth. Future scenarios of biological infestation are discussed as well as the potential associated impacts.

Key words: Sweet pitosporum. Invading exotic species. Araucarian Forest. Conservation Units.

5.1 INTRODUÇÃO

Pittosporum undulatum Vent. (Pittosporaceae, pau incenso) é uma árvore nativa da Austrália, cujo odor floral agradável, assim como a intensidade da coloração amarelo-alaranjada de seus frutos que atraem e alimentam aves motivaram, muito provavelmente, o seu uso em áreas urbanas como planta ornamental (GLEADOW e ASHTON, 1981; BINGGELI e GOODLAND, 1998). No entanto, o *P. undulatum* é considerado com alto potencial invasor em face do sucesso dos processos de dispersão, competição e persistência de suas populações (GLEADOW e ASHTON, 1981; GOODLAND e HEALEY, 1996). No Brasil, há registro de sua ocorrência como árvore exótica invasora (AEI) em várias localidades do Sul e Sudeste (BLUM *et al.*, 2004; INSTITUTO HÓRUS, 2005; PARANÁ, 2007; SANTA CATARINA, 2010) assim como Centro-Oeste (SANTANA e ENCINAS, 2008), incluindo importantes unidades de conservação (MIELKE *et al.*, 2010).

Quanto ao ciclo de vida do *P. undulatum* é considerado longo, dado haver registros de taxas inexpressivas de mortalidade em adultos (GOODLAND e HEALEY, 1997a) e ausência de histórico relevante de doenças ou pragas que incidam no seu controle (BINGUELLI e GOODLAND, 1998). É uma árvore de crescimento extremamente veloz, colonizando rapidamente áreas desflorestadas, transformando-se numa séria praga em várias regiões onde foi introduzida como Caribe, Hawaii, Açores, Ilha da Madeira e Brasil. Mesmo na região de Sydney (Austrália), onde é nativa *P. undulatum* expandiu-se para solos e formações vegetais que anteriormente não ocupava, eliminando por competição muitas das espécies que naturalmente ocorriam nesses habitats (GOODLAND e HEALEY, 1996; ANPSA, 2011).

O impacto de espécies invasoras é ecologicamente complexo, abrangendo os níveis de ecossistema, habitat, comunidade, espécies e mesmo genético (KAIRO e ALI, 2003). As espécies nativas podem ser diretamente ameaçadas pela proliferação da espécie invasora e pela sua capacidade competitiva ou predatória. Entretanto, os efeitos cumulativos em distintas escalas biológicas podem resultar, por exemplo, em alteração na disponibilidade de recursos, na dinâmica de competição por estes recursos e na estrutura e função do ecossistema. Mesmo quando as populações de espécies nativas não são completamente extintas pelas espécies invasoras, sua constituição genética pode ser afetada (perda seletiva de genótipos; mudanças no pool genético) (CENTER *et al.*, 1997; MACK *et al.*, 2000). Estima-se que dois-terços das

extinções de espécies envolvem competição com espécies invasoras, sendo estas consideradas como a maior ameaça à biodiversidade em sistemas geográfica e evolucionariamente isolados (UNEP, 2011). Desta forma, no Brasil, os imóveis públicos nos quais forem constatadas a presença de espécies exóticas invasoras devem, obrigatoriamente, proceder à sua erradicação ou controle para evitar a contaminação biológica (PARANÁ, 2007).

Erradicar e/ou controlar uma espécie de alta capacidade invasora como o pau incenso não é tarefa fácil, na medida em que demanda a aplicação de diferentes técnicas associadas, mas cujo efeito nem sempre é o esperado (GOODLAND e HEALEY, 1997a; GLEADOW e NARAYAN, 2007). Todas as alternativas disponíveis implicam em conhecer melhor a autoecologia da espécie, identificando os fatores e/ou processos que uma vez interrompidos ou alterados impediriam ou limitariam o estabelecimento e/ou desenvolvimento da mesma. Assim, estudos sobre a dinâmica de uma população poderiam ser os primeiros passos para compreender o comportamento e o desenvolvimento de uma espécie ao longo do tempo. A dinâmica de uma espécie vegetal influencia de modo significativo a composição e a estrutura das comunidades e a direção tomada pela sucessão ecológica (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001), podendo ainda contribuir para o entendimento da sua forma de regeneração, no passado e do presente. Conhecer a dinâmica da regeneração é essencial para a elaboração e aplicação correta de planos de manejo, de tratamentos silviculturais (RAYOL *et al.*, 2006) e da manutenção da conservação da biodiversidade.

Nesta perspectiva, apresenta-se o resultado da análise da estrutura e dinâmica populacional do *P. undulatum* em remanescente de Floresta com Araucária (FOM) abrigado no Parque da Barreirinha com alto grau de infestação por esta espécie (MIELKE *et al.*, 2010). Especificamente, visou-se avaliar os seguintes aspectos:

- a) Variação temporal da densidade e distribuição espacial das distintas classes etárias frente a variáveis ambientais (microclima e solo)
- b) Dinâmica de crescimento em altura e diâmetro das distintas classes etárias.
- c) Dinâmica de crescimento populacional.

Frente aos resultados obtidos, discutem-se cenários futuros da infestação biológica e os potenciais impactos destes na área estudada. Espera-se que estes resultados possam também subsidiar o manejo da espécie em outras localidades.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em remanescente de FOM inserido no Parque Municipal da Barreirinha (49° 21'S e 49°15' O, 934 m s.n.m; Curitiba, Paraná, Brasil). O clima da região é classificado, segundo Köppen, como Cfb, que apresenta características de clima subtropical mesotérmico, super úmido, com verões frescos e geadas severas, demasiadamente frequentes (média de 5 geadas/ano), sem estação seca. A temperatura média anual é de 16,5 °C, com média do mês mais quente e mais frio respectivamente iguais a 20,1 °C e 12,8 °C. O mês mais chuvoso é janeiro e o mais seco é agosto (MAACK, 1981). Neste local, predominam nas áreas não hidromórficas, os latossolos, cambissolos e organossolos e nas áreas mais hidromórficas, os gleissolos (ITCG, 2010). A cobertura florestal do Parque da Barreirinha corresponde aproximadamente a 4,3 ha de remanescente de Floresta com Araucária, além de áreas com vegetação graminóide e arbóreas isoladas, lagos, trilhas e construções, que somados ao remanescente florestal conferem ao Parque uma área total de 13,2 ha.

Para a realização deste estudo foram coletados dados em 2008, 2009 e 2010 em quatro unidades amostrais de 400 m² cada (20 x 20m), correspondendo a 0,16 ha (aproximadamente 4% da área total de maciço vegetal). A seleção das unidades amostrais ocorreu por meio de estudo preliminar observando-se gradiente visual dos indivíduos adultos da principal árvore exótica invasora, *Pittosporum undulatum*, e foram distribuídas de modo a representar as distintas porções da vegetação arbórea do Parque, a saber:

- Unidade amostral 1: próxima ao acesso principal do Parque e a imóveis particulares. Presença de indivíduos adultos e regeneração abundante de *Pittosporum undulatum*.
- Unidade amostral 2: presença de indivíduos adultos e regeneração moderada de *Pittosporum undulatum*.
- Unidade amostral 3: apenas regeneração de *Pittosporum undulatum*, em menor proporção que nas unidades 1 e 2.
- Unidade amostral 4: pouca regeneração de *Pittosporum undulatum* e presença de indivíduos de *Araucaria angustifolia*.

Dentro destas unidades amostrais, todos os indivíduos de *P. undulatum* foram identificados e mensurados (diâmetro a altura do colo – DAC, diâmetro à altura do peito - DAP e altura). Consideraram-se quatro estádios de desenvolvimento, a saber:

- P = Plântulas (plantas com altura < 1,0 m, DAC < 1,6 cm)
- JI = Jovem I (plantas com altura \geq 1 m e DAC < 1,6 cm)
- JII = Jovem II (plantas com altura \geq 1 m e DAC \geq 1,6 cm, DAP \leq 5 m)
- A = Adulto (plantas com altura \geq 1 m e CAC \geq 1,6 cm, DAP \geq 5cm, com indícios de atividade reprodutiva),

a) Variação temporal da densidade e distribuição espacial das distintas classes etárias frente a variáveis ambientais (microclima e solo)

Em cada uma destas unidades amostrais, avaliou-se a disponibilidade lumínica (luxímetro), a umidade atmosférica e temperatura (termohigrômetro) e as condições químicas e físicas do solo (análise de solo de rotina). O delineamento estatístico foi o inteiramente casualizado com quatro tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos representam as unidades amostrais. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo teste F. Quando as variâncias se mostraram homogêneas, obtiveram-se as médias dos tratamentos que foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5%.

Os dados de densidade registrados nas unidades amostrais foram extrapolados para hectare. A distribuição espacial foi determinada pelo Índice de Morisita (Id) (KREBS, 1989), em que: Id= 1 representa a distribuição aleatória, Id > 1 representa a distribuição aglutinada, e Id < 1 representa distribuição regular.

b) Dinâmica de crescimento em altura e diâmetro das distintas classes etárias.

A taxa de crescimento absoluto em altura foi determinada pela diferença na altura dos indivíduos registrados entre os censos. Os valores obtidos pela amplitude de altura e de crescimento foram utilizados na avaliação de potencial de transição dos indivíduos amostrados para estádios de desenvolvimento mais avançados. A variação da amplitude de crescimento em altura (média) entre os estádios de desenvolvimento foi comparada por meio de análise de variância (ANOVA) e, posteriormente, pelo teste de Kruska-Wallis. O mesmo procedimento foi efetuado para aspectos relacionados ao crescimento em diâmetro.

c) Dinâmica de crescimento populacional.

Dado ser população com padrão geométrico de crescimento (reprodução sazonal), o crescimento populacional realizado foi calculado a partir da fórmula: $N_{(t)} = N_{(0)} \lambda^t$, no qual $\lambda = N_{(t+1)} / N_{(0)}$. As taxas de sobrevivência, transição, probabilidade de sobreviver e permanecer no mesmo estágio foram calculadas conforme Matos *et al.* (1999).

O potencial de crescimento foi calculado a partir da densidade de adultos e probabilidade de sobreviver e permanecer (adultos) (P_i) e mudar de estágio de desenvolvimento (G_i) (demais distintos estágios) registrados no monitoramento 2008-2010, em associação aos dados disponíveis na literatura sobre capacidade de produção de sementes (37500 sementes por indivíduo adulto, conforme Goodland e Healy, 1997a); taxa de germinação em condições ótimas (80%, conforme Gleadow, 1982). O ciclo de vida diagramático foi configurado conforme Begon *et al.* (1996).

5.3 RESULTADOS

a) Variação temporal da densidade e distribuição espacial das distintas classes etárias frente a variáveis ambientais (microclima e solo)

Pelos resultados da análise de variância das variáveis ambientais avaliadas e os valores de qui-quadrado (χ^2) referentes ao teste de Bartlett observou-se que as variâncias dos tratamentos foram homogêneas dispensando, assim, transformação de dados, exceto para a variável luz (TABELA 5.1 e 5.3).

Os resultados de comparação de médias demonstrou diferença entre as unidades amostrais 01 e 04 para a variável luz. No entanto, em relação a temperatura a diferença ocorreu somente apenas para unidade amostral 03. Já para variável umidade houve diferenciação entre as unidades amostrais 02 e 03 (TABELA 5.2). Para os resultados de solo a variável pH demonstrou diferença entre as unidades amostrais 01 e 04. Já o C do solo (carbono) foi diferente entre as unidades amostrais 01 e 03, mas para as variáveis físicas na houve diferença entre as unidades amostrais avaliadas (TABELA 5.4). Os resultados foram bastante heterogêneos entre as unidades amostrais.

TABELA 5.1 - Análise de variância dos dados referentes a luminosidade, temperatura e umidade das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008 -2010)

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio		
		Luz ¹ (lux)	Temperatura(°C)	Umidade (UR%)
Tratamento	3	F= 0,2372 ^{**}	F= 2,37 ^{**}	F= 52,90 ^{**}
CV(%)		6,83	1,80	3,92
χ^2		2,47 ^{ns}	4,68 ^{ns}	0,87 ^{ns}

^{ns} não significativo ^{**} estatisticamente significativo ($p < 0,01$) ¹ Dados transformados por log(x)

TABELA 5.2 - Comparação das médias referentes a luminosidade, temperatura e umidade das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008 -2010)

Fonte de Variação	Luz (lux)	Temperatura (°C)	Umidade (UR%)
Unidade amostral 01	2,54 b	24,95 b	49,66 bc
Unidade amostral 02	2,71 ab	24,59 b	55,48 a
Unidade amostral 03	2,93 ab	26,36 a	47,18 c
Unidade amostral 04	3,10 a	25,17 b	52,90 ab

Médias seguidas pela mesma letra na mesma coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

TABELA 5.3 - Análise de variância dos dados referentes ao solo (pH, carbono, argila e umidade) das unidades amostrais, em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008 -2010)

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	pH (CaCl)	C (g/dm ³)	Argila (g/Kg)	Umidade (%)
Tratamento	3	F = 0,7083 ^{**}	F= 94,22 [*]	F= 9062,50 ^{ns}	F= 22,52 ^{ns}
CV(%)		5,02	13,64	15,23	13,56
χ^2		5,24 ^{ns}	1,14 ^{ns}	0,78 ^{ns}	1,38 ^{ns}

^{ns} não significativo ^{**}estatisticamente significativo ($p < 0,01$)

TABELA 5.4 - Comparação das médias referentes ao solo (pH, carbono, argila e umidade) das unidades amostrais em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008 -2010)

Fonte de Variação	pH (CaCl)	C (g/dm ³)	Argila (g/Kg)	Umidade (%)
Unidade amostral 01	4,50 a	28,60 b	300,00 a	18,83 a
Unidade amostral 02	3,53 bc	30,18 ab	402,50 a	24,10 a
Unidade amostral 03	3,73 bc	39,50 a	381,25 a	22,36 a
Unidade amostral 04	3,95 b	34,05 ab	356,25 a	23,57 a

Médias seguidas pela mesma letra na mesma coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

Em todos os anos de monitoramento, detectou-se a presença de *P. undulatum* nas quatro unidades amostrais monitoradas. Durante o período estudado, registrou-se pouca

diferença na densidade total de indivíduos ($N_{2008}= 2050$; $N_{2009}= 1950$; $N_{2010}= 1975$ ind.ha⁻¹), assim como na representatividade das distintas classes etárias avaliadas, havendo predominância de indivíduos nas classes iniciais de desenvolvimento (FIGURA 5.1).

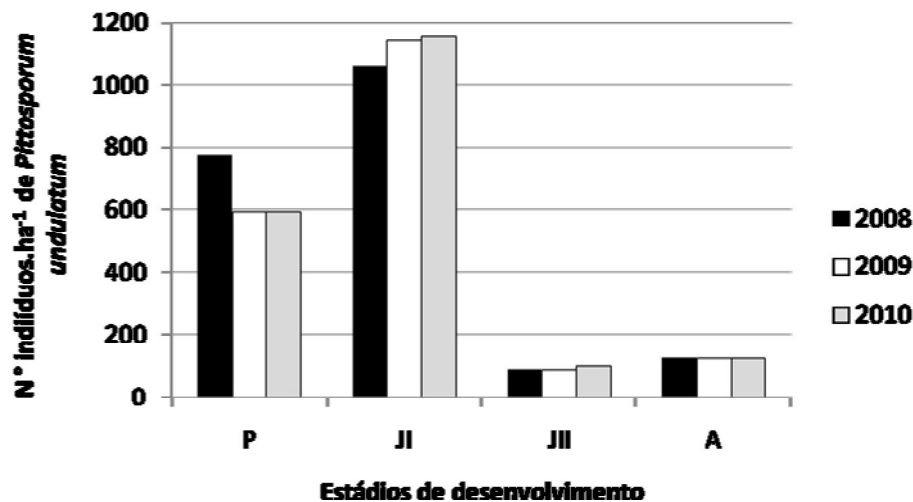


FIGURA 5.1 – Densidade (ni.ha⁻¹) de *P. undulatum*, de acordo com a classe etária, em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008 -2010)

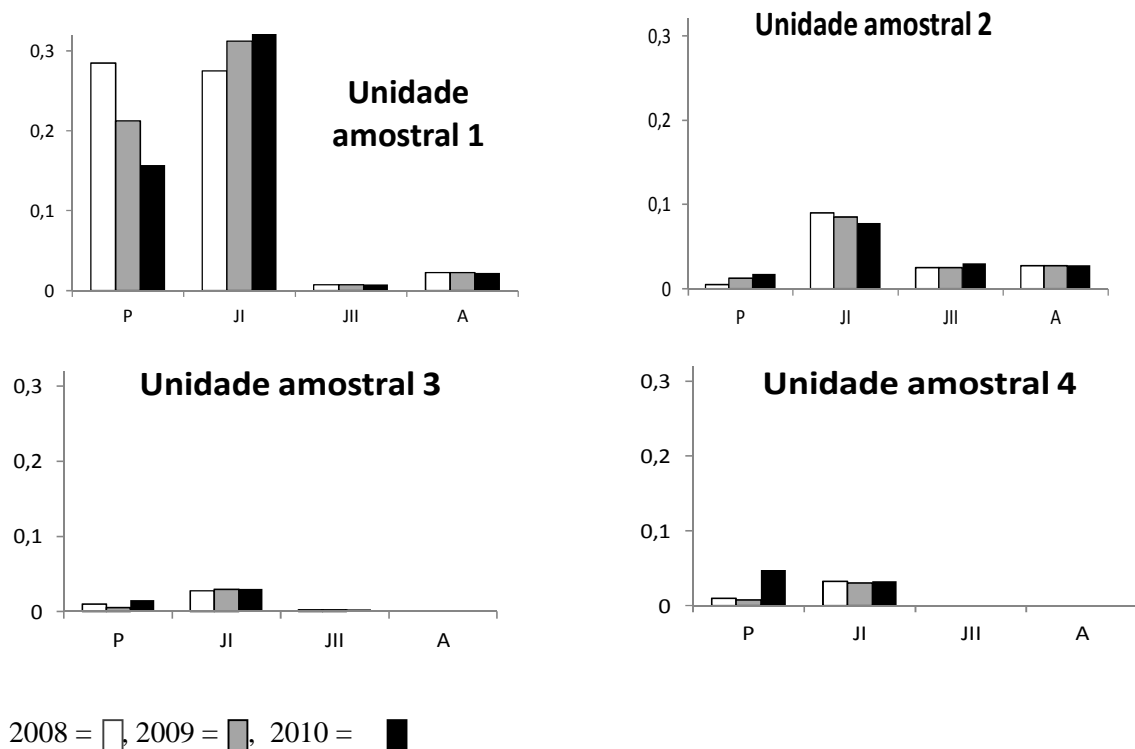


FIGURA 5.2 – Densidade (ni.m⁻²) de *P. undulatum* de acordo com a classe etária (P= plântula, JI= jovem, JII= jovem II, A= adulto) registrada em quatro unidades amostrais instaladas em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

No entanto, a densidade destas classes etárias foi explicitamente distinta entre as unidades amostrais avaliadas, sendo que em nenhuma destas unidades observou-se estrutura formato “J” invertido, reforçando padrão similar evidenciado para a totalidade de indivíduos das quatro unidades amostrais (FIGURA 5.2).

Em todo o período avaliado, evidenciou-se distribuição espacial agregada (Índice de Morisita > 1) para as distintas classes etárias, sendo esta mais fortemente explícita para o estágio plântula (TABELA 5.5).

b) Dinâmica de crescimento em altura e diâmetro das distintas classes etárias.

No que concerne a estratificação vertical, em todas as unidades amostrais registrou-se padrão semelhante de distribuição dos distintos estádios quando presentes, não sendo observadas variações entre os períodos avaliados. Considerando a população total amostrada, evidenciaram-se indivíduos de *P. undulatum* num eixo vertical entre 0,15 m (plântula) até 15 m (adulto) (TABELA 5.5). No geral, considerando todos os estádios, não se observou diferença significativa na estratificação vertical entre os distintos censos. Registrou-se crescimento em altura em todos os estádios avaliados durante o monitoramento. A maior taxa de crescimento em altura foi observada para os estádios II e III ($1,5 \text{ m.ano}^{-1}$), porém não houve diferença significativa entre os valores de crescimento obtidos nos distintos estádios, no período monitorado (Teste Kruskal Wallis, $p \geq 0,05$). Ou seja, o crescimento em altura foi contínuo e homogêneo em todos os estádios (TABELA 5.6).

TABELA 5.5 - Altura média de *P. undulatum* em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

		Altura (m)														
Estádio de desenvolvimento	2008					2009					2010					
	Id	méd	máx	mín	med	Id	méd	máx	mín	med	Id	méd	máx	mín	med	
Plântula	3,14	0,63±0,21	0,9	0,15	0,65	3,87	0,72±0,24	0,9	0,25	0,80	3,11	0,81±0,29	0,9	0,21	0,80	
Jovem I	1,93	1,91±1,11	6,0	1,0	1,50	1,89	2,15±1,19	6,0	1,0	1,65	1,89	2,27±1,24	7,0	1,0	1,80	
Jovem II	2,35	5,57±1,31	7,5	3,0	6,0	2,63	5,86±1,27	7,9	3,5	5,75	2,35	6,14±1,23	8,0	4,0	6,25	
Adulto	2,17	9,0±3,06	15,0	6,0	9,0	2,12	9,0±3,06	15,0	6,0	9,0	2,11	10,7±3,21	16	7,0	8,50	

legenda: Id = Índice de Morisita, méd= média, ± = desvio padrão, máx= máximo, mín= mínimo, med= mediana

TABELA 5.6 - Taxa de crescimento em altura (m.ano⁻¹) de *P. undulatum*, em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

		Taxa de crescimento em altura (m.ano ⁻¹)														
Estádio de desenvolvimento	2008/2009					2009/2010					2008/2010					
	Ni	méd	máx	mín	med	Ni	méd	máx	mín	med	Ni	méd	máx	mín	med	
Plântula	675	0,18±0,16	0,8	0	0,13	519	0,09±0,07	0,23	-0,15	0,09	600	0,33±0,22	1	0	0,28	
Jovem I	981	0,25±0,25	1,2	0	0,18	1069	0,13±0,20	1,50	0	0,09	906	0,38±0,30	1,5	0	0,32	
Jovem II	82	0,33±0,43	1,5	0	0,20	88	0,24±0,34	1	0	0	82	0,58±0,51	1,7	0	0,50	

Os valores obtidos por estágio de desenvolvimento entre os censos não são significativamente diferentes (teste de Krusal Wallis $p \geq 0,05$)

Legenda Ni= número de indivíduos que sobreviveram entre um censo e outro por estágio de desenvolvimento (ha), méd= média, ± = desvio padrão, máx= máximo, mín= mínimo, med= mediana

O padrão de distribuição diamétrica dos indivíduos de *P. undulatum*, reitera a predominância de indivíduos de menor porte representativos das classes etárias iniciais (FIGURA 5.3). A população amostrada incluía indivíduos desde 0,09 cm (plântula) até 32 cm (adulto) de diâmetro, registrando-se inexpressiva variabilidade do diâmetro dentro de uma mesma classe etária nas unidades amostrais monitoradas. Assim como observado para a altura, registrou-se contínuo crescimento em diâmetro, sendo as maiores taxas de crescimento evidenciadas para o estágio JII, sem diferença significativa nas taxas entre estádios e entre anos (Teste Kruskal Wallis, $p \geq 0,05$) (TABELA 5.7 e 5.8).

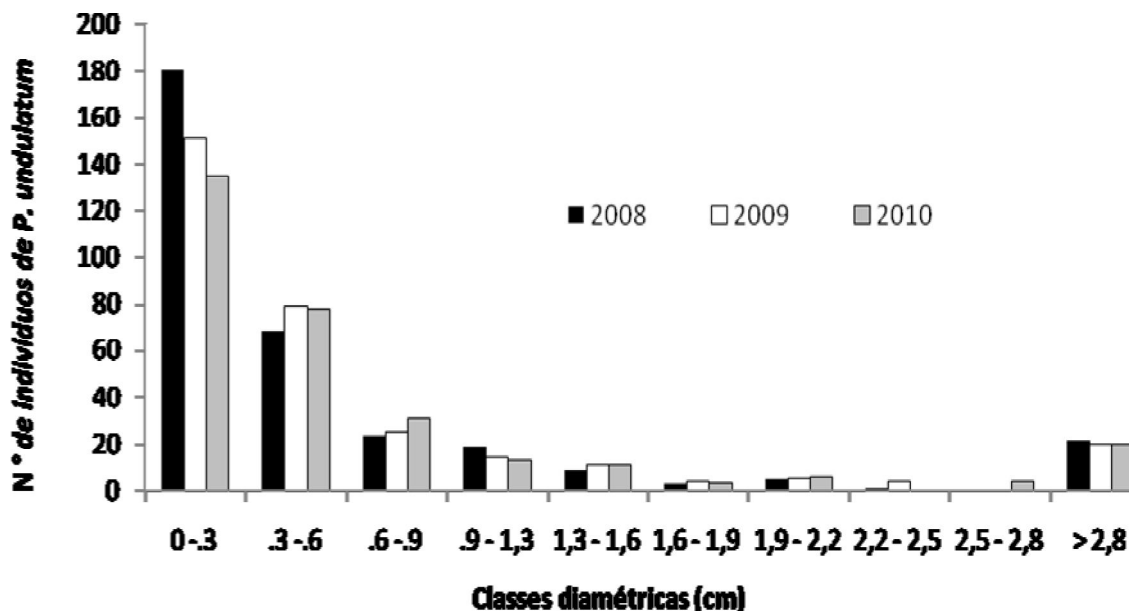


FIGURA 5.3 - Distribuição de classes diamétricas dos indivíduos de *P. undulatum* registrada em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

TABELA 5.7 - Diâmetro médio à altura do colo (cm) de *P. undulatum* em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

		Diâmetro à altura do colo (cm)														
Estádio de desenvolvimento	2008					2009					2010					
	N	méd	máx	mín	med	N	méd	máx	mín	med	N	méd	máx	mín	med	
Plântula	775	0,17±0,06	0,41	0,09	0,16	594	0,20±0,07	0,5	0,09	0,2	594	0,22±0,1	0,64	0,03	0,22	
Jovem I	1062	0,46±0,31	1,40	0,09	0,35	1144	0,52±0,35	1,6	0,10	0,4	1156	0,57±0,37	1,55	0,12	0,44	
Jovem II	88	1,73±0,38	2,30	0,64	1,75	88	1,9±0,26	2,3	1,60	1,9	100	2,00±0,30	2,38	1,6	1,90	
Adulto (DAP)	125	11,67±8,2	31,9	5,15	7,42	125	11,67±8,2	31,9	5,15	7,42	125	12,64±8,4	35,0	5,8	7,80	

Legenda: N= número de indivíduos amostrados em cada censo (ha), méd= média, ±= desvio padrão, máx= máximo, mín= mínimo, med= mediana

TABELA 5.8 – Taxa de diâmetro à altura do colo (cm.ano⁻¹) de *P. undulatum* em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

		Taxa de crescimento em diâmetro à altura do colo (cm.ano ⁻¹)														
Estádio de desenvolvimento	2008/2009					2009/2010					2008/2010					
	Ni	méd	máx	mín	med	Ni	méd	máx	mín	med	Ni	méd	máx	mín	med	
Plântula	675	0,03±0,05	0,32	0	0,02	519	0,03±0,03	0,21	0	0,03	600	0,09±0,06	0,32	0	0,08	
Jovem I	981	0,07±0,07	0,41	0	0,03	1069	0,05±0,06	0,35	0	0,03	906	0,11±0,09	0,47	0	0,09	
Jovem II	82	0,19±0,26	0,95	0	0,08	88	0,09±0,18	0,70	0	0,05	82	0,27±0,27	0,95	0	0,19	

Os valores obtidos por estágio de desenvolvimento entre os censos não são significativamente diferentes (teste de Krusal Wallis $p \geq 0,05$)

Legenda: Ni= número de indivíduos que sobreviveram entre um censo e outro por estágio de desenvolvimento (ha), méd= média, ± = desvio padrão, máx= máximo, mín= mínimo, med= mediana

c) Dinâmica de crescimento populacional.

Em termos de crescimento populacional, detectou-se taxas finitas de aumento populacional por unidade de tempo diferenciadas entre estádios de crescimento, com predominância de valores iguais ou pouco superiores a 1. Houve valores inferiores a 1 para o estágio plântulas. Considerando-se a totalidade da população amostrada, esta pode ser classificada como estável com leve tendência ao crescimento (TABELA 5.9).

TABELA 5.9 - Taxa finita de aumento populacional (λ) registrada para *P. undulatum* em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR, (2008-2010)

Classe etária	Taxa finita de aumento populacional (λ)		
	2008/2009	2009/2010	2008/2010
Plântula	0,77	1,00	0,77
Jovem I	1,08	1,01	1,09
Jovem II	1,00	1,14	1,14
Adulto	1,00	1,00	1,00

Considerando a densidade total de plântulas amostradas ao início do monitoramento, registrou-se um acréscimo de 11,4 % em 2009 e de 22,6% em 2010, correspondendo a uma taxa de natalidade média de 131 plântulas.ha⁻¹.ano⁻¹ (FIGURA 5.4). A sobrevivência de plântulas foi elevada e relativamente homogênea entre as unidades amostrais e entre censos, sendo que na unidade amostral 4 se evidenciou o seu menor valor (TABELA 5.10). No período de avaliação, a mortalidade de plântulas foi expressiva (175 ind.ha⁻¹) (FIGURA 5.4). Especialmente, os valores de natalidade, mortalidade e mudança de fase do estágio plântulas foram heterogêneos entre as unidades amostrais, havendo maior intensidade destes na unidade amostral 1 em todos os anos avaliados (TABELA 5.10).

TABELA 5.10 – Taxas de mortalidade, natalidade, sobrevivência e mudança de fase de plântulas (% de ind.ha⁻¹) de *P. undulatum* registradas de remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

Unidade Amostral	Mortalidade		Natalidade		Sobrevivência		Mudança de fase	
	08/09	09/10	08/09	09/10	08/09	09/10	08/09	09/10
	1	375	250	250	50	86	88	550
2	0	0	75	75	100	100	25	25
3	0	0	0	100	100	100	50	0
4	25	50	25	475	80	33	50	75

Para os estádios intermediários de crescimento (JI e JII), foi registrado um padrão semelhante de dinâmica de crescimento, caracterizado pela contínua entrada de novos indivíduos provenientes das respectivas classes etárias anteriores, sendo esta entrada mais reduzida para o estágio JII (9 ind.ha⁻¹.ano⁻¹). A sobrevivência nestes estádios também foi elevada, sendo a taxa de mortalidade mais expressiva no estágio JI (FIGURA 5.4, TABELA 5.11).

A ocorrência de indivíduos adultos foi bastante setorizada e inalterada durante todo o período de monitoramento. Ou seja, não houve entrada de novos indivíduos nesta categoria e tampouco houve registro de mortes (FIGURA 5.4).

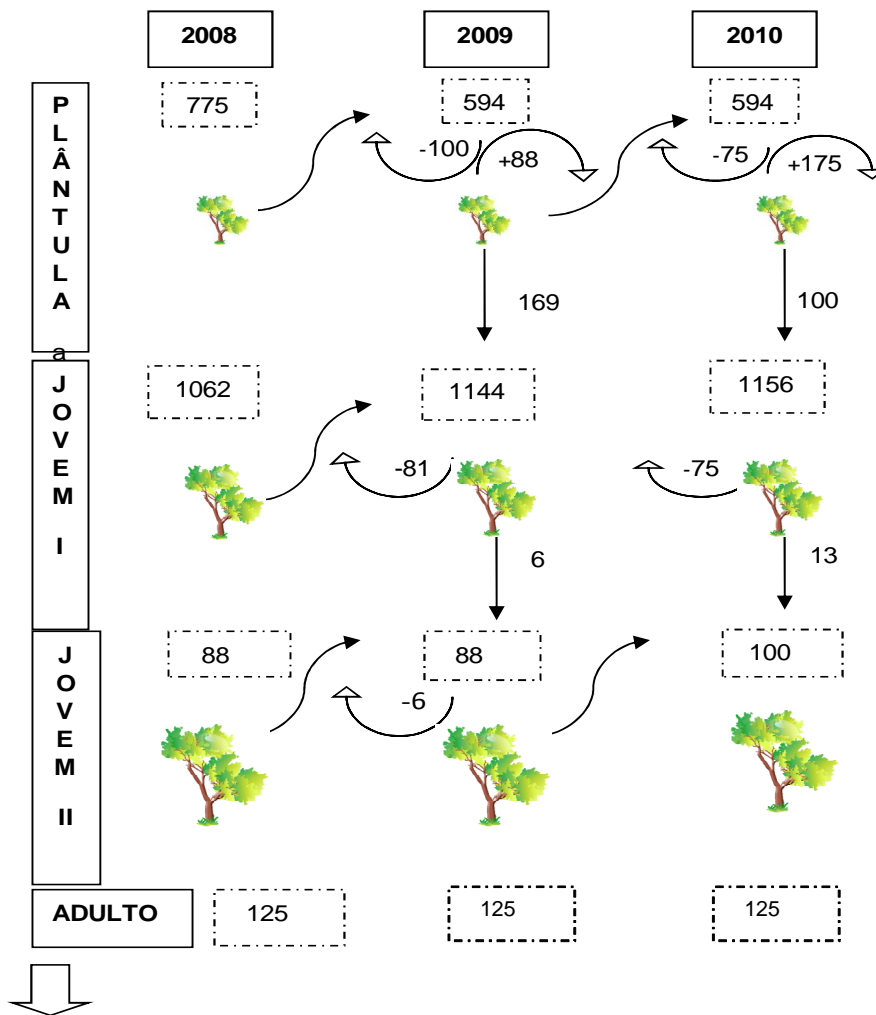
TABELA 5.11 – Densidade (ind.ha⁻¹), taxa de sobrevivência (%), taxa de transição (%), probabilidade de sobreviver e permanecer no mesmo estágio de desenvolvimento (Pi), probabilidade de sobreviver e mudar de estágio de desenvolvimento (Gi) para *P. undulatum*, em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010)

	2008/2009				2009/2010			
	P	JI	JII	A	P	JI	JII	A
Densidade	775	1062	88	125	594	1144	88	125
Taxa de sobrevivência	0,87	0,92	0,86	1	0,87	0,94	88	1
Taxa de transição	0,22	0,005	0	0	0,17	0,01	0	0
Pi	0,57	0,85	0,81	1	0,87	0,87	1	1
Gi	0,19	0,01	0	0	0,15	0,01	0	0

Legenda P = Plântula, JI= Jovem I, JII= Jovem II, A= Adulto

Considerando-se a densidade de adultos e probabilidade de sobreviver e permanecer (adultos) (Pi) e mudar de estágio de desenvolvimento (Gi) (demais estádios) registrados no monitoramento 2008-2010 e em associação aos dados disponíveis na literatura sobre capacidade de produção de sementes (37500 sementes por indivíduo adulto, conforme Goodland e Healy, 1997a) taxa de germinação em condições ótimas (80%, conforme Gleadow, 1982), projetava-se um potencial crescimento populacional massivo (FIGURA 5.5).

No entanto, o crescimento populacional realizado durante o período de monitoramento não corroborou esta expectativa, sendo expressivamente inferior ao crescimento potencial esperado (FIGURA 5.5).



37.500 Sementes de *Pittosporum undulatum* (GOODLAND E HEALEY, 1997A)
100% de germinação em condições favoráveis (GLEADOW, 1982)

FIGURA 5.4 – Dinâmica populacional realizada de *P. undulatum* registrada em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR (2008-2010) Legenda *Pittosporum undulatum*, = n° de indivíduos computados no censo, \curvearrowright = n° de indivíduos ingressos, \downarrow = n° de indivíduos que mudaram de fase, \curvearrowleft = n° de indivíduos mortos

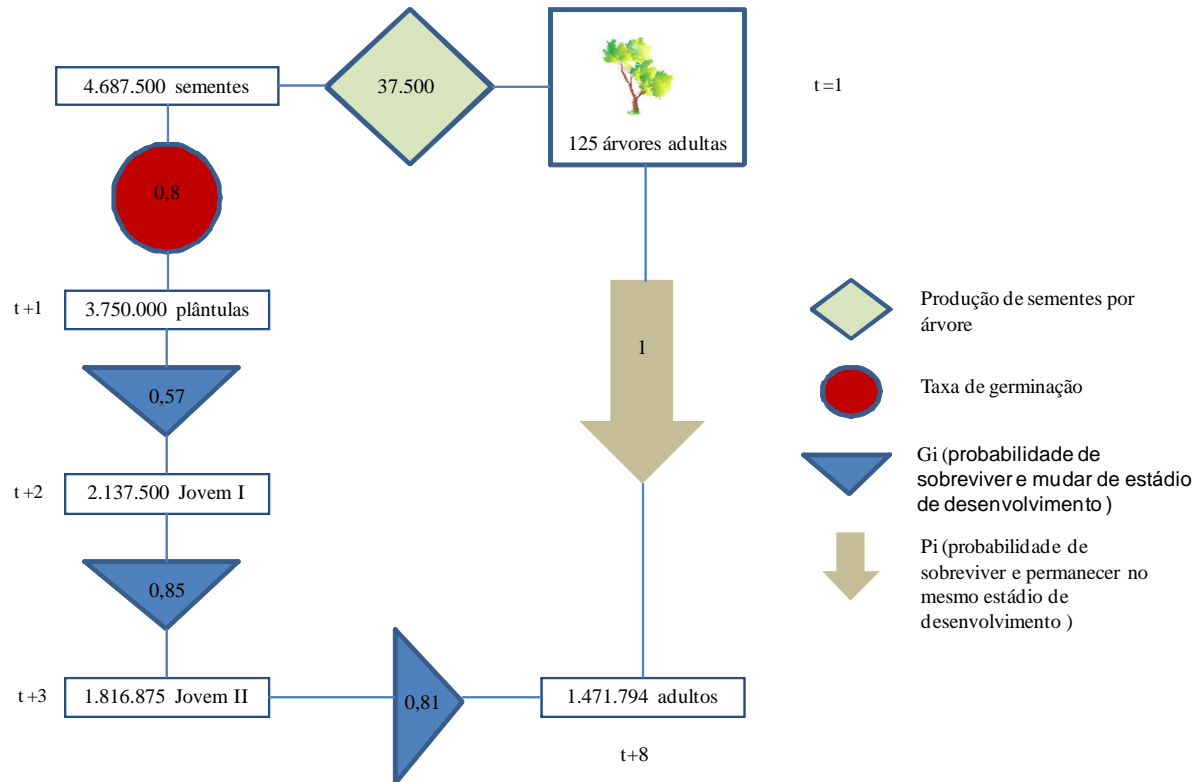


FIGURA 5.5 – Ciclo de vida diagramático potencial de indivíduos *Pittosporum undulatum*

5.4 DISCUSSÃO

Quando se alia a vida longa ao alto potencial invasor caracterizado pelo sucesso dos processos de dispersão, competição e persistência de suas populações (GOODLAND e HEALEY, 1996), justificado pelo elevado número de sementes que produz cada indivíduo de *P. undulatum* (37.500 sementes) e a possibilidade de germinação absoluta (GLEADOW, 1982), compensando a alta mortalidade de plântulas pela grande capacidade de estabelecimento desta espécie (GOODLAND e HEALEY, 1997b), torna-se evidente que juntos, estes fatores favorecem a perpetuação da espécie em qualquer local. Poucas décadas após sua inserção em um dado sistema, esta espécie pode se tornar dominante (68% do total de área basal local), dado especialmente à sua alta capacidade de contínuo recrutamento (GOODLAND e HEALEY, 1997b). Em outras localidades com invasão de *P. undulatum*, registrou-se densidade média plântulas de 105,6 a 197.m⁻² e 0,306.m⁻² de árvores adultas (GOODLAND e HEALEY, 1997b),

podendo chegar a 5000 plântulas.m⁻² (BINGGELI e GOODLAND, 1998) e mais de 6000 troncos por hectare, com crescimento de 59,1% (em três anos GOODLAND e HEALEY, 1996).

No entanto, contrariamente ao esperado, detectaram-se valores de densidade (ind.m⁻²) relativamente bem inferiores aos reportados na literatura e taxa inexpressiva de crescimento para esta espécie na área estudada nos três anos de monitoramento. Apesar disso, registrou-se dinâmica de colonização ativa a partir da unidade amostral mais próxima à zona limítrofe externa (unidade amostral 1) em direção às áreas mais nucleares do Parque, a uma velocidade semelhante a reportada na literatura (32 m.ano⁻¹) (GOODLAND e HEALEY, 1996). Adicionalmente, *P. undulatum* foi identificada como segundo maior valor de importância estrutural na comunidade arbórea na qual se insere em função de sua densidade, frequência e dominância (área basal) frente às espécies nativas (MIELKE *et al.*, 2010).

A longevidade dos indivíduos adultos de *P. undulatum* é sem dúvida um dos fatores que contribuem para a manutenção desta espécie. De fato no presente estudo não se observou mortalidade destes. Supõe-se que neste estágio de crescimento a mortalidade seja mínima, ou seja, os indivíduos de *P. undulatum* que atingirem este estágio provavelmente nela permanecerão (GOODLAND e HEALEY, 1996). Entretanto, o êxito da permanência depende da expressão local de outros fatores bióticos, especialmente aqueles relacionados ao componente de regeneração. O primeiro estágio de desenvolvimento da plântula é muito suscetível a mudanças ambientais sendo este estágio vital para o estabelecimento do indivíduo (GLEADOW e NARAYAN, 2007). O recrutamento também é lento em ambientes sem distúrbio (GOODLAND e HEALEY, 1996). Contudo, os componentes ambientais apesar das diferenças significativas observadas entre variáveis e unidades amostrais, não foi possível perceber a real influência destes na dinâmica da população de *P. undulatum*.

Na área estudada, pode-se inferir que a distribuição atual de *P. undulatum* reflete o padrão de colonização característico desta espécie, a partir de fontes próximas de propágulos (GLEADOW e ASHTON, 1981; GLEADOW e NARAYAN, 2007). A unidade amostral 1, com expressiva maior densidade de representantes das distintas categorias etárias, tem histórico de maior impacto antrópico em função de estar na zona limítrofe externa e ser mais próxima a acessos, edificações (imóveis particulares) e, particularmente ao estacionamento, onde foi efetuado há vários anos o plantio de *P.*

undulatum como espécie ornamental para sombreamento (MIELKE *et al.*, 2010). Muitas espécies exóticas invasoras são favorecidas por níveis mais elevados de antropização (GARCIA, 2002), incluindo *P. undulatum* (GOODLAND e HEALEY, 1997a). A partir da zona do estacionamento, a unidade amostral é o centro de irradiação da espécie para o interior do Parque.

Frente à notável capacidade de produção de sementes e potencial geração de plântulas, foi surpreendente o resultado no que concerne à densidade de plântulas no local estudado. Entretanto, fatores microambientais locais aparentemente estão limitando a germinação e, especialmente o franco estabelecimento de plântulas no local. Apesar da alta capacidade de produção de sementes de *P. undulatum* (GOODLAND e HEALEY, 1997b), sabe-se que a germinação destas é fortemente influenciada pelas condições microclimáticas locais, especialmente no que se refere à disponibilidade hídrica, temperatura e luz, sendo estes fatores interativos (GLEADOW e ROWAN, 1982). A baixa disponibilidade hídrica associada a temperaturas mais elevadas promove a inibição da germinação (GLEADOW, 1982). Por sua vez, as plântulas apresentam melhor desenvolvimento em condições de alta densidade lumínica (GLEADOW, 1983; BINGGELI e GOODLAND, 1998). No entanto, não suportam altas taxas de luminosidade e temperatura que normalmente são ocasionadas pela remoção do dossel (GLEADOW, 1982), apesar de suportarem uma razoável amplitude de tolerância à oferta de luz (GLEADOW e ASHTON, 1981; GLEADOW *et al.*, 1983).

Por outro lado, apesar da estrutura populacional não representar um típico “J” invertido, característico de populações em franco processo de crescimento, isto não deve ser entendido como impedimento para a manutenção da espécie na área estudada. Os resultados obtidos confirmam que a população avaliada encontrava-se estável e regenerativa, sem fatores explícitos que impeçam seu desenvolvimento e permanência na área estudada. Ou seja, mesmo com limitantes, esta população aparentemente está encontrando estratégias de se estabelecer e regenerar dentro do Parque da Barreirinha, determinando a sua manutenção na floresta. Adicionalmente, sabe-se que esta espécie apresenta banco de sementes relativamente elevado em relação a outras espécies (17450 a 35264 sementes por m², segundo Goodland e Healey, 1997b). Este, apesar de não haver sido considerado neste estudo, pode vir a ser ativado por mudanças nas condições lumínicas e funcionar como elemento dinamizador da entrada de novos indivíduos (BINGGELI e GOODLAND, 1998).

A presença desta população estável e regenerativa em área de conservação ambiental tem sérias implicações sobre a manutenção da comunidade nativa (GOODLAND e HEALEY, 1997a). Há registros na literatura de locais onde a presença desta espécie determinou em curto espaço de tempo a redução do banco de plântulas de espécies nativas (KARAM e CARDOSO, 2010); a alteração da composição da flora local e redução da riqueza de espécies nativas (MULLET, 1996; GOODLAND e HEALEY, 1996 e 1997b; ANPSA, 2011), além de efeitos sobre a dinâmica de polinização e dispersão de espécies nativas por representar um elemento de maior atratividade para a fauna local (GOODLAND e HEALEY, 1997b). Dentre outros fatores, especialmente a alelopatia tem sido apontada como o principal determinante da inibição da germinação de espécies nativas que convivem com o *P. undulatum* (GOODLAND e HEALEY, 1997b).

No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2000) prevê a remoção de espécies exóticas de áreas protegidas, porém a falta de reconhecimento do problema e de conhecimento técnico-científico sobre o assunto resulta com frequência, na conservação de plantas e animais que não fazem parte dos ecossistemas sob proteção, assim como na dificuldade de seleção de prioridades para erradicação e controle (ZILLER, 2006). No caso do Parque Barreirinha, a potencialidade como exótica invasora de *P. undulatum* foi totalmente ignorada quando de sua inserção no Parque há vários anos.

Esta desconsideração inicial e a falta de um plano de manejo integrado desta Unidade de Conservação geraram condições favoráveis ao desenvolvimento da espécie. Felizmente, por ora, o crescimento populacional parece estar sendo relativamente controlado por mecanismos naturais. No entanto, face à potencialidade latente de franco desenvolvimento populacional, ações de controle devem ser praticadas. Caso contrário, serão necessários maiores os esforços futuros para controlar a espécie, bem como maiores serão os impactos negativos sobre a comunidade nativa.

Salienta-se que toda e qualquer medida de remoção da espécie no remanescente nativo deve estar pautada no conhecimento ecológico já disponível para a espécie assim como uma resposta à distintos métodos de controle (ver GLEADOW e ASHTON, 1981; GOODLAND e HEALEY, 1997a; GLEADOW e NARAYAN, 2007; entre outros). Nesta perspectiva recomenda-se a imediata remoção das árvores adultas do

estacionamento do Parque da Barreirinha, dado que estes indivíduos seguramente reforçam o ciclo de invasão (GLEADOW e NARAYAN, 2007).

5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

1) Registrou-se alta densidade de *P. undulatum* no Parque da Barreirinha, principalmente nas classes iniciais de desenvolvimento, mas não houve diferença na densidade total de indivíduos no período de estudo.

2) Houve distinção de densidade das classes iniciais de desenvolvimento e foi explicitamente distinta nas unidades amostrais avaliadas, sendo mais expressiva na unidade amostral mais antropizada.

3) O crescimento em altura e em diâmetro foi contínuo e homogêneo em todos os estádios, sendo as maiores taxas de crescimento evidenciadas para o estádio Jovem II.

4) Os valores de recrutamento, mortalidade e mudança de fase do estádio plântulas e JI foram heterogêneos entre as unidades amostrais, havendo expressiva maior intensidade na unidade amostral mais antropizada.

5) As maiores taxas de mortalidade foram detectadas nos estádios mais jovens, não tendo sido evidenciada na fase adulta.

6) Os poucos indivíduos que atingem a fase adulta são suficientes para manter ativa e regenerante a população de *P. undulatum*

7) A melhor estratégia de manejo parece ser a retirada gradual de adultos e manejo/erradicação contínua de plântulas

5.6 REFERENCIAS

- ANPSA. **Australian Native Plants Society - *Pittosporum undulatum***. Disponível em: <<http://anpsa.org.au/p-und.html>>. Acesso em: 10/01/2011.
- BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, D. J. **Population ecology**. Oxford: Blackwell, 1996. 247 p.
- BINGGELI, P.; GOODLAND, T. 1998. ***Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae)**. Disponível em: <<http://members.multimania.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm>>. Acesso em: 08/05/2011.
- BLUM, C. T.; POSONSKI, M.; HOFFMAN, P. M.; BORGIO, M. **Contaminação biológica por espécies vegetais invasoras nas margens da Represa de Vossoroca**, APA de Guaratuba, Paraná, Brasil, Sociedade Chauá, Curitiba, 2004, artigo não publicado.
- CENTER, T. D.; FRANK, J. H.; DRAY, F. A. Biological control. In: SIMBERLOFF, D., SCHMITZ, D.C., BROWN, T.C. (Eds.). **Strangers in Paradise**. Washington: Island Press, 1997, p. 245–266.
- GARCIA, R. **Biología de la Conservación: conceptos y prácticas**. 1 ed. 2002. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBIO-2. 168 p.
- GLEADOW, R. M. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. II Dispersal Germination and Establishment. **Australian Journal of Botany**, v. 30, n. 2, p. 185-198, 1982.
- GLEADOW, R. M.; ASHTON D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. I Invasion patterns and Plant Morphology. **Australian Journal of Botany**, v. 29, n. 6, p. 705-720, 1981.
- GLEADOW, R. M.; ROWAN K. S. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia III. Effects of temperature and light on growth and drought resistance. **Australian Journal of Botany**, v. 30, n. 3, p. 347-358, 1982.
- GLEADOW, R. M.; NARAYAN, I. Temperature thresholds for germination and survival of *Pittosporum undulatum*: implications for management by fire. **Acta oecologica**, v. 3, n. 1, p. 151-157, 2007.
- GLEADOW, R. M.; ROWAN K. S.; ASHTON D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. IV Shade tolerance. **Australian Journal of Botany**, v. 31, n. 2, p. 151-160, 1983.
- GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The invasion of Jamaican rainforests by the Australian tree *Pittosporum undulatum***. University of Wales, Bangor. School of

Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 1996. Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/pittorep.pdf>>. Acesso em: 19/11/2011.\

GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The control of the Australian tree *Pittosporum undulatum* in the Blue Mountains of Jamaica.** School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 1997 (a). Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/control.pdf>>. Acesso em: 19/12/2010.

GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The effect of *Pittosporum undulatum* on the native vegetation of the Blue Mountains of Jamaica.** University of Wales, Bangor. School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 1997 (b). Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/effects.pdf>>. Acesso em: 19/12/2010.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

INSTITUTO HÓRUS. 2005. **Métodos de controle de espécies exóticas invasoras.** Disponível em: <www.institutohorus.org.br>. Acesso em: 10/08/2011.

ITCG. Instituto de Cartografia do Paraná. Disponível em: <www.icg.pr.gov.br> Acesso em: 20/08/2010.

KAIRO, M.; ALI, B. **Invasive Species Threats in the Caribbean Region - report to the nature conservancy.** Disponível em: <http://www.bu.edu/scscb/working_groups/resources/Kairo-et-al-2003.pdf>. Acesso em: 10/10/2011.

KARAM, L. de M.; CARDOSO, J. H. Caracterização fitossociológica do Impacto de *Pittosporum undulatum* Vent. em três fragmentos da Floresta Estacional Decidual (FESD) na encosta da Serra do Sudeste, Pelotas, RS. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010. 20 p.

KREBS, C. J. Ecological methodology. New York:Harper & Row publ., 1989, 128p.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**, 2. ed. Curitiba: José Olympio, 1981.

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

MATOS, D. M. S.; FRECKLENTON, R. P.; WATKINSON, A, R. The role of density dependence in the population dynamics of tropical palms. **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2635 – 2650, 1999.

MIELKE, E. C.; CUQUEL, F. L.; NEGRELLE, R. R. B.; PIZATTO, W. Invasive exotic trees in the Conservation Units in Curitiba, Brazil. **Acta Horticulturae**, v. 881, p. 493-497, 2010.

MULLETT T. L. Some characteristics of a native environmental weed: *Pittosporum undulatum*. In: **Proceedings of the 11th Australian Weeds Conference, Hobart** (eds A. C. Bishop, M. Boersma and C. D. Barnes), p. 592-595, 1996. Tasmanian Weed Society, Devonport. Disponível em: <www.caws.org.au/awc/1996/awc199614891.pdf>. Acesso em: 08/05/2011.

PARANÁ. Portaria IAP nº 074, de 19 de abril de 2007. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências.

RAYOL, B. P.; SILVA, M. F. F.; ALVINO, F. O. Dinâmica da regeneração natural de Floestas Secundárias no Município de Poço, Pará, Brasil. **Amazônia: Cia & Desenvolvimento**, v. 2, n. 3, p. 93 – 109, 2006.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA Nº 11, de 17 de dezembro de 2010. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina.

SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 29-38, 2008.

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei Federal nº9985 de 18 de julho de 2000. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Acesso em: 08/05/2011.

UNEP. Disponível em: <www.unep.org/DEWA/.../aeo-2_ch10_INVASIVE_ALIEN_SPECIES.pdf>. Acesso em: 15/10/2011.

ZILLER, S. R. Capítulo II **Ações para melhoria da qualidade ambiental das Unidades de Conservação / Espécies exótica da flora invasora, em Unidades de Conservação. Unidades de Conservação – Ações para valorização da biodiversidade**. João Batista Campos, Marcia Guadalupe Pires Tuossulino, Carolina Regina Cry Muller org, Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 348 p, 2006.

6 *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae): PRODUÇÃO DE SEMENTES E GERMINAÇÃO

RESUMO

Com objetivo de subsidiar o melhor entendimento da fase inicial de desenvolvimento do *Pittosporum undulatum* apresentam-se resultados de pesquisa que avaliou a capacidade de produção de sementes de frutos de *P. undulatum* e o comportamento germinativo de sementes colhidas e armazenadas por 12 meses e recém colhidas, sob fotoperíodo de 12/12 e temperatura constante de 25°C, testando-se diferentes condições lumínicas (claro/escuro, escuro, vermelho e vermelho extremo. A produção média de sementes foi de 28,8 sementes por fruto. O período médio e porcentagem de germinação para sementes armazenadas foram semelhantes para todas as condições lumínicas a que foram submetidas. O mesmo não ocorreu para as sementes recém colhidas. O *P. undulatum* pode ser considerado uma espécie pertencente ao grupo sucessional das oportunistas sendo considerada fotoblástica neutra.

Palavras-chave: Pau-incenso. Espécie invasora. Armazenamento

***Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae): SEED PRODUCTION AND GERMINATION**

ABSTRACT

This study shows the results of the research that evaluated the seed production capacity of *Pittosporum undulatum* fruit, enhancing the understanding about the initial phase of its development: the germinative behaviour of seeds harvested and stored for a period of 12 months, and those recently harvested, both under a photoperiod of 12/12 and constant temperature of 25°C, testing different lighting conditions (bright/dark, dark, red and intense red). The produced was 28,8 seeds. The average period and percentage of germination to stored seeds were similar to all lighting conditions submitted. On the contrary to the recently harvested ones. *P. undulatum* species can be regarded as part of the successional group of opportunistic, considered neuter photoblastic.

Key words: Sweet-pitosporum. Invasive species. Storage

6.1 INTRODUÇÃO

Pittosporum undulatum Vent. (Pittosporaceae, pau-incenso) é uma espécie nativa da Austrália, cujas características florais (odor agradável, coloração atrativa e alimentação de aves), motivaram sua utilização como planta ornamental em espaços urbanos (GLEADOW e ASHTON, 1981; BINGGELI e GOODLAND, 1998). No entanto, a planta apresenta potencial invasor em face do sucesso dos processos de dispersão, competição e persistência de suas populações (GLEADOW e ASHTON, 1981; GOODLAND e HEALEY, 1996). No Brasil, há registro de sua ocorrência como exótica invasora em localidades do Sul, Sudeste (BLUM *et al.*, 2004; INSTITUTO HÓRUS, 2005; PARANÁ, 2007; SANTA CATARINA, 2010) e Centro-oeste (SANTANA e ENCINAS, 2008), incluindo importantes unidades de conservação (MIELKE *et al.*, 2010).

Possui elevada produção de propágulos (37.500 sementes/ind. e 20 sementes/fruto) dispersos, principalmente por pássaros (GOODLAND e HEALEY, 1997). As sementes apresentam alta capacidade de germinação, independente da época (pré ou pós-deiscência do fruto), ou local de coleta (diretamente da árvore ou fezes dos dispersores) (MULLET, 1999). O florescimento acontece em indivíduos com cinco anos de idade (BINGGELI e GOODLAND, 1998), porém a precocidade na produção de sementes, verificada em plantas com alturas próximas a um ou dois metros de altura (ROSE, 1997; BLUM *et al.*, 2004), reforça sua competitividade, que associada às taxas de sobrevivência de suas plântulas em ambientes sombreados (GLEADOW e NARAYAN, 2007), lhe confere rápida proliferação em condições alteradas, a uma taxa superior a que estão sujeitas a maioria das espécies nativas dominantes em determinada área (ROSE, 1997).

Apesar dos indivíduos adultos, geralmente, não tolerarem sombra (GLEADOW *et al.*, 1983), sob condições de sombreamento total e contínuo suprimento hídrico a germinação ótima (80-100%) desta espécie ocorre na amplitude de 18-21 °C, sendo inibida conforme o aumento da temperatura e luminosidade (GLEADOW e NARAYAN, 2007). Nessas condições, as sementes mantêm seu potencial fisiológico (80%) por até 18 meses (GLEADOW, 1982). Suas plântulas podem se estabelecer na ausência de luz e intensificam seu desenvolvimento com a incidência luminosa,

ocasionada pela abertura de clareiras, atingindo 5000 mudas/m² (BINGGELI e GOODLAND, 1998).

O crescimento vigoroso de mudas em sombra densa pode estar relacionado com a tolerância à seca (GLEADOW e ROWAN, 1982), distribuição desigual de sementes ou maior competitividade das plântulas (GLEADOW, 1982). Contudo, os dispositivos despertados pelos diferentes comprimentos de intensidade lumínica sobre o comportamento germinativo dessa planta carecem de investigação, pois os níveis de luminosidade durante o desenvolvimento da planta podem causar mudanças fisiológicas e morfológicas, em concordância com suas características genéticas e interação com o ambiente (MORAES NETO *et al.*, 2000; SCALON *et al.*, 2004). As informações assim obtidas são essenciais para determinar sua ocorrência, potencial de crescimento e capacidade competitiva sob distintas condições ambientais (DIAS-FILHO, 1997).

O delineamento de planos efetivos de manejo e controle de populações de *P. undulatum* depende do esclarecimento sobre características atuantes no processo germinativo de suas sementes. Portanto, este trabalho foi desenvolvido com a finalidade de estudar a capacidade reprodutiva (frutos e sementes), bem como avaliar se o período de armazenamento assim como diferentes condições lumínicas podem influenciar o potencial de germinação dessa espécie. Para tanto, avaliou-se a germinação de *P. undulatum*, em um remanescente florestal, com alto grau de infestação por esta espécie, localizado em área pertencente à unidade de conservação (Parque da Barreirinha) no município de Curitiba (PR).

Especificamente buscou-se avaliar: avaliou a capacidade de produção de sementes de frutos de *P. undulatum* e o comportamento germinativo de sementes colhidas e armazenadas por 12 meses e recém colhidas, sob fotoperíodo de 12/12 e temperatura constante de 25°C, testando-se diferentes condições lumínicas (claro/escuro, escuro, vermelho e vermelho extremo).

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no Laboratório Oikos da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Centro Politécnico, Curitiba, PR (junho a outubro de 2011). As sementes

foram obtidas a partir de dez indivíduos adultos de *P. undulatum* aleatoriamente selecionados, em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, dentro do Parque Municipal Barreirinha em Curitiba-PR, com 934 m de altitude nas coordenadas 49°21'S e 49°15'O. O clima da região é classificado, segundo Köppen, como Cfb, apresentando características de clima subtropical úmido, com verões frescos, geadas severas sem estação seca (MAACK, 1981).

Duas coletas de sementes foram realizadas em 2010 e 2011 (setembro), totalizando 400 frutos em cada coleta (40 frutos x 10 árvores). As sementes foram coletadas no momento das cápsulas loculicidas. Das sementes coletadas em 2010, parte foi utilizada na determinação do número de sementes por fruto, sendo obtida a média simples de sementes por fruto. O restante foi mantido em sacos de papel tipo "kraft" e armazenado em condição de ambiente de laboratório cuja temperatura mínima no período foi de 10 °C e a máxima de 30 °C por 12 meses. Em 2011, tanto as sementes armazenadas quanto as recém colhidas foram lavadas e friccionadas levemente com areia, para remoção de uma substância viscosa que as envolve e submetidas aos procedimentos para obtenção do peso de 1000 sementes (g), teor de água (%) e teste de germinação, conforme o descrito nas regras para análises de sementes (BRASIL, 2009).

Para verificar o efeito da qualidade da luz sobre as sementes estudadas, o teste de germinação foi conduzido sob quatro condições de luminosidade, descrito por Toledo *et al.* (1993): 1- Claro/escuro (C/E) em caixas plásticas transparentes; 2- vermelho (LV) em caixas plásticas transparentes, envoltas em duas folhas de papel celofane vermelho; 3- vermelho extremo (LVE) em caixas plásticas transparentes, envoltas com uma folha de papel celofane vermelho e uma azul, sobrepostas; 4- ausência de luz (Es) revestindo-se as caixas plásticas transparentes com papel-alumínio. A quantidade de luz incidente em cada condição de luminosidade dentro de estufa incubadora B.O.D foi quantificada pela média de três medições feitas com aparelho LI 250A Light Meter, sendo obtidos os valores: 17,65 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (C/E), 6,5 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (LV) e 0,52 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (LVE). As sementes foram distribuídas equidistantes sobre duas folhas de papel filtro (previamente umedecidas com 15 ml de água destilada), dispostas nas caixas plásticas transparentes (11 cm x 11 cm x 3,5 cm), simulando as condições lumínicas, mantidos sob temperatura de 25 ± 2 °C e fotoperíodo controlado com 12 horas de luz/12 de escuro, em estufa incubadora tipo BOD, equipadas com

lâmpadas fluorescentes. O experimento foi finalizado quando as sementes não germinadas apresentavam sinais visuais de deterioração.

A necessidade de água foi monitorada diariamente (na ausência de luz, junto com a avaliação de germinação). O registro do número de plântulas germinadas foi feito semanalmente, sendo consideradas germinadas a partir da emissão dos cotilédones. Para a condição ausência de luz, o procedimento ocorreu em câmara escura, sob luz verde (AMARAL-BAROLI e TAKAKI, 2001). Aos cento e vinte dias após a instalação foram calculados a percentual (GE), período médio (TM) e índice de velocidade de germinação (IVG).

A porcentagem de germinação (%G) é representada pelo o número total de sementes germinadas sob determinada condição experimental e foi calculada pela fórmula:

$\%G = (\sum n_i \cdot N^{-1}) \cdot 100$, no qual: $\sum n_i$ corresponde ao número total de sementes germinadas em relação ao número de sementes colocadas para germinar (N) (FERREIRA e BORGHETTI, 2004).

O período médio de germinação (t) foi calculado pela equação: $t = \sum n_i \cdot t_i / \sum n_i$, no qual: n_i é o número de sementes germinadas dentro de determinado intervalo de tempo t_{i-1} e t_i (FERREIRA e BORGHETTI, 2004).

O índice de velocidade de germinação (IVG) evidencia o número de sementes germinadas a cada dia e expressa diretamente o vigor delas. O IVG foi determinado pela fórmula de Maguire (1962) citado por Ferreira e Borghetti (2004). $IVG = G_1/N_1 + G_2/N_2 + G_n/N_n$, no qual IVG: índice de velocidade de germinação. G_1, G_2, G_n é igual ao número de sementes germinadas na primeira, segunda e última contagem e T_1, T_2, T_n corresponde ao número de dias da sementeira da primeira, segunda e última contagem.

A análise estatística feita foi a ANOVA bi-fatorial para testar efeito de luz e armazenamento. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado e as análises de variância foram efetuadas sob esquema fatorial 2 x 4 (sementes armazenadas e recém colhidas x quatro tipos de luz), com quatro repetições de 100 sementes. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey (5% de probabilidade) com o software estatístico STATISTICA.

6.3 RESULTADOS

Em média, os frutos coletados ($n=400$) abrigavam 28,8 sementes ($sd= 6,8$; $var= 46,34$; $med= 30$; $máx= 50$; $mín= 8$), com peso médio de mil sementes de 13,36g ($n= 1000$; $sd= 0,053$; $var= 0,0028$; $med= 13,35$; $máx= 14,19$; $mín= 12,71$) coerente com o reportado na literatura (GOODLAND e HEALEY, 1997).

O período de armazenamento assim como determinadas condições lumínicas influenciaram diferentemente o potencial de germinação dessa espécie (FIGURA 6.1). As sementes armazenadas apresentaram início de germinação precoce (47 dias) e taxa média de germinação mais elevada (86%) do que as recém colhidas (65 dias, 58%). Por outro lado, não foi detectada influência das condições lumínicas sobre esses processos nas sementes armazenadas (FIGURA 6.1). No entanto, esta influência foi explícita para as sementes recém colhidas, sendo favorecidas aquelas submetidas ao Vermelho extremo (FIGURAS 6.1 e 6.2).

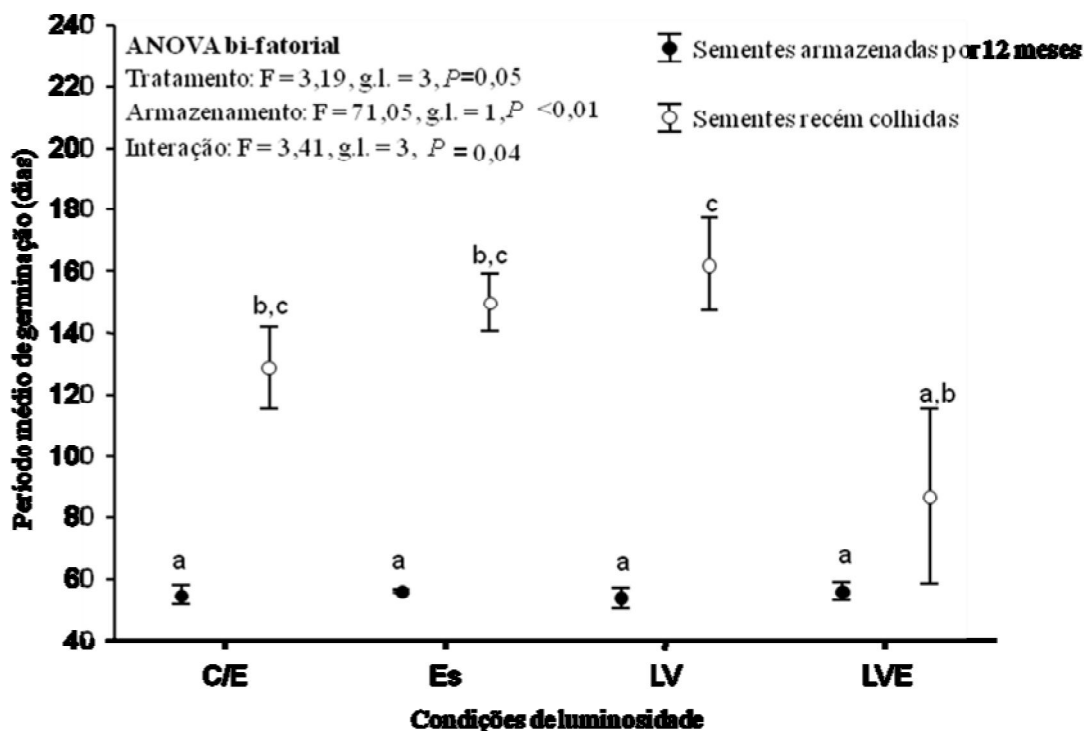


FIGURA 6.1 - Período médio de germinação (dias) (média \pm erro padrão) de sementes de *P. undulatum* recém colhidas e armazenadas por 12 meses sob diferentes condições de luminosidade

Letras compartilhadas são estatisticamente semelhantes segundo o teste *a posteriori* de Tukey.

Legenda: C/E= Claro/escuro, Es= Escuro, LV= Vermelho, LVE= Vermelho extremo

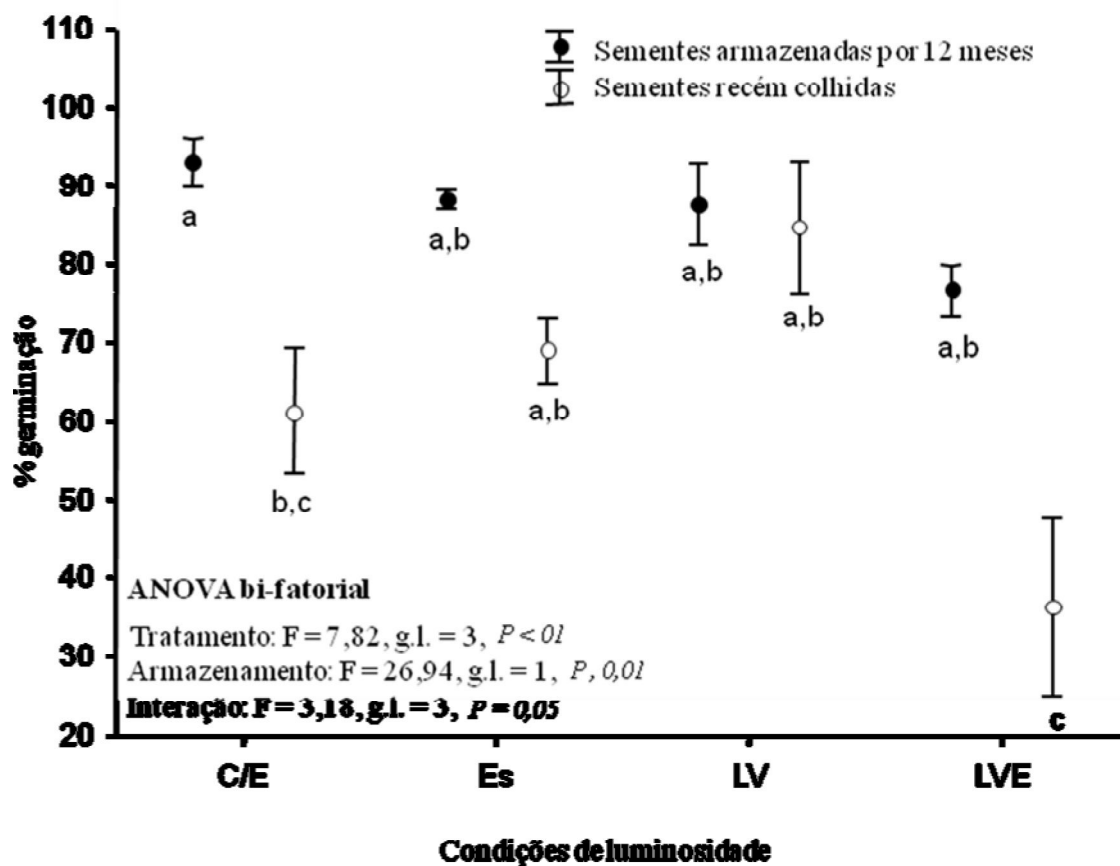


FIGURA 6.2 - Porcentagem de germinação (média \pm erro padrão) de sementes de *P. undulatum* recém colhidas e armazenadas por 12 meses sob diferentes condições de luminosidade

Letras compartilhadas são estatisticamente semelhantes segundo o teste *a posteriori* de Tukey.

Legenda: C/E= Claro/escuro, Es= Escuro, LV= Vermelho, LVE= Vermelho extremo.

Padrão semelhante a porcentagem de germinação foi obtido para o índice de velocidade de germinação (IVG) sendo este superior para as sementes armazenadas. Entretanto, para os ambos os tipos de sementes avaliadas, as condições lumínicas Vermelho e Vermelho extremo determinaram índices diferenciados, sendo esse último o que proporcionou menor índice de velocidade de germinação de sementes de *P. undulatum* (FIGURA 6.3).

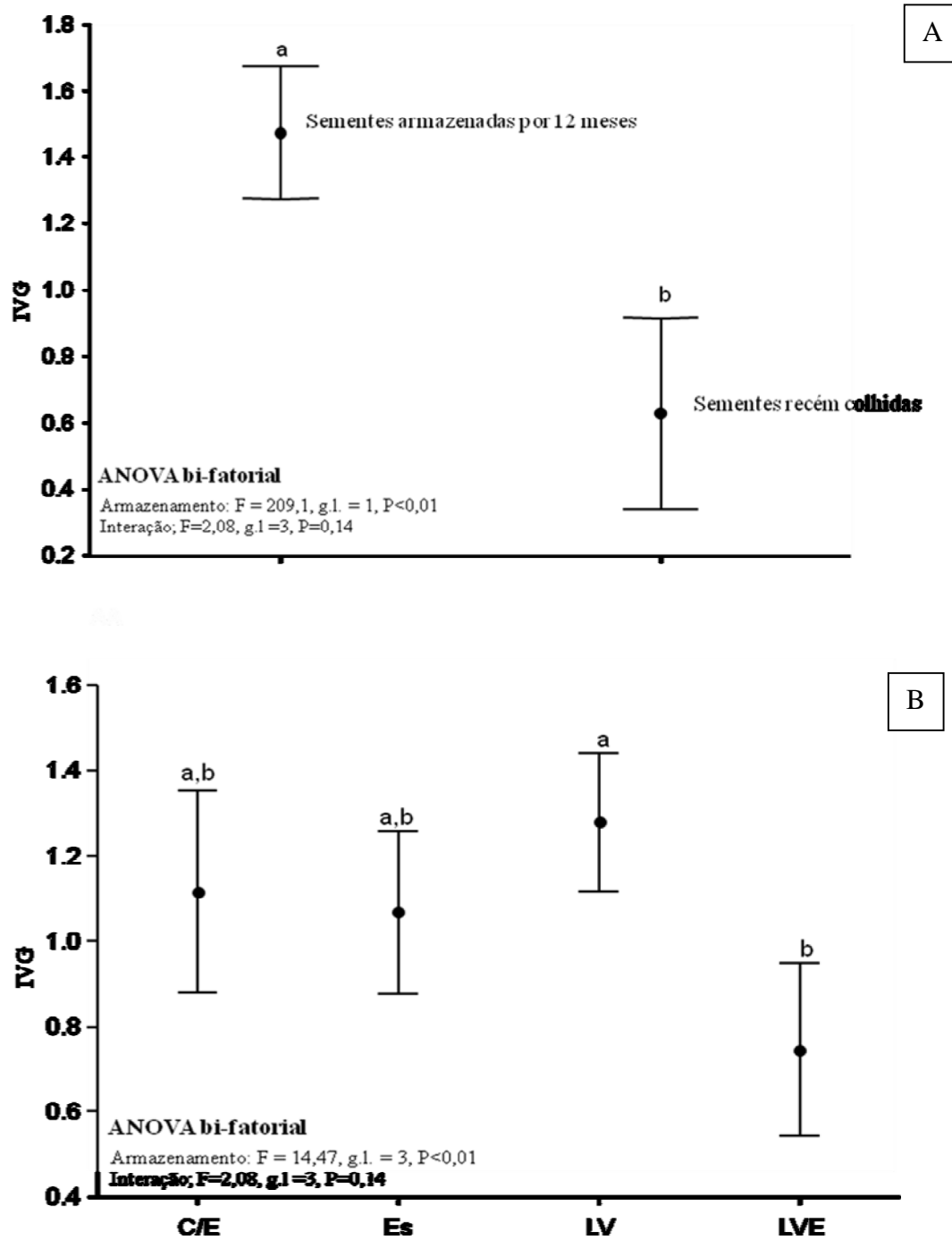


FIGURA 6.3 - A: Índice de velocidade de germinação (média \pm erro padrão) de sementes de *P. undulatum* recém colhidas e armazenadas por 12 meses. B: Índice de velocidade de germinação (média \pm erro padrão) de sementes de *P. undulatum* recém colhidas e armazenadas por 12 meses sob diferentes condições de luminosidade. Letras compartilhadas são estatisticamente semelhantes segundo o teste *a posteriori* de Tukey. Legenda: C/E= Claro/escuro, Es= Escuro, LV= Vermelho, LVE= Vermelho extremo

6.4 DISCUSSÃO

As sementes armazenadas obtiveram melhores índices de germinação quando comparadas àquelas recém colhidas. Este resultado foi contrário ao que se esperava, pois a capacidade germinativa, normalmente declina ao longo do tempo em função dos problemas de armazenamento (ALMEIDA *et al.*, 1997). Dentre os mais comuns, identifica-se a condição climática relativamente adversa, como altas temperaturas e umidades relativas. Alto teor de umidade nas sementes, combinado com altas temperaturas, acelera os processos naturais de degeneração dos sistemas biológicos, de maneira que, sob estas condições, as sementes perdem seu vigor rapidamente e algum tempo depois, sua capacidade de germinação (ALMEIDA *et al.*, 1997), podendo até levar a semente a algum tipo de dormência secundária (SCALON *et al.*, 2004). Por outro lado, sementes maduras possuem maior disponibilidade de reservas (carboidratos, lipídeos e proteínas), que serão utilizadas para geração de energia na formação de novas células, quando iniciar o processo de germinação (BORGES e RENA, 1993). Estes resultados indicam que o *P. undulatum* de fato forma banco de sementes no solo de um ano para o outro, como já evidenciado em outras oportunidades (GLEADOW e ASHTON, 1981; GLEADOW, 1982).

A mucilagem que recobre e une as sementes entre si do *P. undulatum* (MARCHANTE *et al.*, 2005) pode ser outro fator que contribuiu para diferenças entre os parâmetros germinativos avaliados. Quando da manipulação das sementes de *P. undulatum* em laboratório, visando a implantação dos testes de germinação observou-se que as mais antigas, ou seja, aquelas armazenadas estavam mais soltas, pela ausência quase que por completa da mucilagem. Então, esta pode ser um componente que auxilia na perpetuação e viabilidade da semente no solo. A mucilagem caracteriza-se quimicamente por apresentar ácidos urônicos, proteína, enzimas, compostos fenólicos e polissacarídeos e pode estar relacionada à adaptação do vegetal às condições climáticas desfavoráveis e aos solos pobres em nutrientes (MARQUES e XAVIER-FILHO, 1991; LIMA *et al.*, 2001). Entretanto, nas sementes supostamente maduras de uma Bromeliaceae (*Nidularium innocentii*), a mucilagem existente não interferiu na germinação das sementes recém colhidas dessa espécie (PEREIRA, 2009).

Apesar desta diferença de germinação observada entre os anos de coleta de sementes de *P. undulatum* e do favorecimento de algumas condições lumínicas para as sementes recém colhidas, evidenciou-se a germinação em todos os tipos de luz testados. Ou seja, o tipo de luz parece não influenciar de forma expressiva a germinação dessa espécie, diferentemente do proposto por GLEADOW (1982) que indica esta espécie como fotoblástica negativa. A germinação de *P. undulatum* ocorrendo tanto sob o dossel, onde predomina luz Vermelha extrema (FIGLIOLIA *et al.*, 2001), como em áreas abertas ou semi-abertas, a exemplo das clareiras onde predomina luz Vermelha (RÊGO e POSSAMAI, 2003) e aliada a germinação evidenciada tanto nas sementes armazenadas quanto nas recém colhidas tornam mais esclarecedor o potencial invasor desta espécie.

A interpretação dos dados indicou que a semente de *P. undulatum* comportou-se como uma fotoblástica neutra, ou seja, as suas sementes requerem baixa exigência lumínica. Desta forma, pode ser sugerido que esta espécie pertença ao grupo sucessional das oportunistas (FIGLIOLIA *et al.*, 2001). Espécies com comportamentos intermediários são chamadas de oportunistas, podendo ser de grandes ou de pequenas clareiras, conforme sejam mais ou menos heliófilas (ROLLET, 1978). Suas sementes não requerem clareiras para germinar, as plântulas sobrevivem à sombra, mas dependem de aberturas do dossel para atingir o estágio reprodutivo (VIANA, 1989¹ *apud* NASCIMENTO *et al.*, 1999). As espécies exóticas invasoras (LAMPRECHT, 1990; BROWN e LUGO, 1990) e as consideradas secundárias, também são denominadas oportunistas, uma vez que produzem sementes pouco restritivas aos fatores que afetam a germinação (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 1990; KAGEYAMA e VIANA, 1991). Contudo Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia (1984) caracterizaram as árvores exóticas invasoras como fotoblásticas positivas, pois a ocorrência freqüentemente é constatada em locais degradados, sendo geralmente não influenciadas pela intensidade luminosa, mas sim pela qualidade de luz que atinge as suas sementes. De acordo com Klein e Felipe (1991), *P. undulatum* poderia ser caracterizada como fotoblástica positiva “preferencial”, já que foi verificada a ocorrência de pelo menos alguma germinação na condição de ausência de luz. No entanto, esta categoria não pode ser considerada definitiva haja vista que as sementes podem alterar suas características fotoblásticas em

¹ VIANA, V. M. **Seed dispersal and gap regeneration: the case of three Amazonia tree species**. Tese de Doutorado, Harvard University, Cambridge. 1989

função das condições ambientais (TAKAKI, 2001). CONCEITO OPORTUNISTA DEVE SER COLOCADO NA INTRODUÇÃO (r)

Os resultados obtidos contrariam a indicação dessa espécie integrar o grupo das pioneiras (MULLET, 1999), mas corroboram com Siqueira (2002) pois enquadra o *P. undulatum* como espécie secundária. Neste contexto, resultados semelhantes foram constatados para outras espécies arbóreas, tais como: *Hedyosmum brasiliense* Miq. (cidreira) (ZANIOLO *et al.*, 2001), *Allophylus edullis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl. (ABREU *et al.*, 2003), *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke (ALBRECHT *et al.*, 2003), *Platysmicium floribundum* (FIGLIOLIA e TAKAKI, 2003) e *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs (NOGUEIRA, 2005), além de outras árvores exóticas invasoras como *Clausena excavata* Burm. f. (VIEIRA *et al.*, 2010), *Leucaena leucocephala* (Lam) Wit. (SOUZA-FILHO, 2000) e *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth (SOCOLOWSKI *et al.*, 2008). Todas essas espécies apresentaram grande plasticidade ecológica, revelando a capacidade de germinar em diferentes condições ambientais, o que garante o sucesso de seu recrutamento em hábitat natural, nas quais estão sujeitas a altas irradiâncias e grandes variações de temperatura (DEMUNER *et al.*, 2008).

Quando objetiva-se a recomposição ou enriquecimento vegetal a plasticidade é considerada essencial no processo de recuperação. No entanto em se tratando de árvores exóticas invasoras, esta característica aumenta a sua competitividade em relação a outras espécies com maiores exigências germinativas. Algumas estratégias das espécies vegetais relacionadas à semente têm sido apontadas como fatores que colaboram para o sucesso de invasão das áreas. Espécies menos exigentes, no que diz respeito às condições necessárias ao processo germinativo, que parece ser o caso do *P. undulatum* apresentam vantagens sobre as espécies mais exigentes e, isso promove um maior estabelecimento em diversos habitats, conseqüentemente uma maior distribuição geográfica (FONSECA e JACOBI, 2011).

Considerando os resultados do experimento de remoção de adultos, evidencia-se que apesar da germinação ocorrer independente das condições lumínicas, parece que a abertura de clareira poderia otimizar a germinação e conseqüente estabelecimento de plântulas de *P. undulatum*, dado que o banco de sementes pode ser ativado quando de condições favoráveis (GLEADOW e ASHTON, 1981).

O não impedimento das condições lumínicas sobre a germinação em associação a outros fatores como o elevado número de indivíduos adultos, o número médio de sementes/fruto (28,8) e o poder germinativo que pode chegar a 100% em condições favoráveis (GLEADOW, 1982), reforçam a preocupação quanto ao poder de contaminação biológica dessa espécie. Sobretudo, porque poucos são os fatores que podem limitar o desenvolvimento dessa espécie sendo inexpressiva a mortalidade de estágio de desenvolvimento mais avançados (MULLET, 1999, MIELKE *et al.*, 2010).

6.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por fruto de *P. undulatum* foram contabilizados em média 28,8 sementes.

As sementes armazenadas de *P. undulatum* equivaleram e por vezes superaram aquelas recém colhidas nos parâmetros germinativos avaliados.

A germinação ocorre em qualquer condição.

As sementes de *P. undulatum* formam banco de semente no solo.

O *P. undulatum* comportou-se como uma espécie pertence ao grupo sucessional das oportunistas sendo considerada fotoblásticas neutra.

A abertura de clareira pode otimizar a germinação pela potencial ativação do banco de sementes, mas não interfere no estabelecimento das plântulas.

O monitoramento das plântulas é importante, pois as sementes antigas são viáveis.

6.6 REFERÊNCIAS

ABREU, D. C. A de. **Germinação e caracterização morfológica de *Allophylus edulis* (S. Hil.) Radlk. e *Drimys brasiliensis* Miers**. 91f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

ALBRECHT, J. M. F.; MOREIRA, I. P. S.; BEZERRA, R. G.; FAVIN, J. M.; SANTOS, A. A.; ROSSETO, J. Morfologia da semente e plântula de *Schizolobium*. **ABRATES**, v. 13, n. 3, p. 352, 2003. (Ed. XIII Congresso Brasileiro de Sementes).

ALMEIDA, F. de A. C.; HARA, T.; CAVALCANTI MATA, M. E. R. M. **Armazenamento de sementes nas propriedades rurais**. Campina Grande: UFPB. 1997. 291 p.

AMARAL-BAROLI, A.; TAKAKI, M. Phytochrome controls achene germination in *Bidens pilosa* L. (Asteraceae) by very low fluence response. **Brazilian Archives Biology technology**, v.4, n.2, 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S151689132001000200002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 28/04/2011.

BINGGELI, P.; GOODLAND, T. 1998. *Pittosporum undulatum* Vent. (**Pittosporaceae**). Disponível em: <<http://members.multimania.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm>>. Acesso em: 08/05/2011.

BORGES, E. E. L.; RENA, A. B. Germinação de sementes. In: AGUIAR, I.B.; PIÑARODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOLIA, M. B. **Sementes florestais tropicais**:ABRATES, 350 p., 1993.

BLUM, C. T.; POSONSKI, M.; HOFFMAN, P. M.; BORGIO, M. **Contaminação biológica por espécies vegetais invasoras nas margens da Represa de Vossoroca**, APA de Guaratuba, Paraná, Brasil, Sociedade Chauá, Curitiba, 2004, artigo não publicado.

BRASIL. Ministério da Agricultura e da Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: SNAD, DNDV, CLAV, 2009. 399 p.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. *Journal Tropical Ecology*, v. 6, p.1-32, 1990.

DEMUNER V. G.; ADAMI C.; MAURI J.; DALCOLMO S.; HEBLING S. A. Influência da luz e da temperatura na germinação de sementes de *Erythrina verna* (Leguminosae, Papilionoideae). **Boletim Museu de Biologia Mello Leitão**, n. 24, p. 101-110, 2008.

DIAS-FILHO, M. B. Physiological responses of *Solanum crinitum* LAM. to contrasting light environments. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, n. 8, p. 789-796, 1997.

FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. G. Interpretação de resultados de germinação. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. (Org.). **Germinação – do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 209-222.

FIGLIOLI, M. B.; CHINELATO, F. C. S.; AGUIAR, I. B. de. Germinação de sementes de *Dimorphandra mollis* Benth. (faveira) submetidas a diferentes tratamentos prégerminativos e condições de temperatura, umidade e luz. **Informativo ABRATES**, v. 11, n. 2, p. 277, 2001. (Edição Especial do XII Congresso Brasileiro de Sementes).

FIGLIOLI, M. B.; TAKAKI, M. Ecologia germinativa de sementes de *Platymiscium floribundum* Vog em condições controladas de laboratório. **Informativo ABRATES**, v. 13, n. 3, p. 356, 2003. (Edição Especial do XIII Congresso Brasileiro de Sementes).

FONSECA, N. G.; JACOBI, C. M. Desempenho germinativo da invasora *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. e comparação com *Caesalpinia ferrea* Mart. ex Tul. e *Caesalpinia pulcherrima* (L.) Sw. (Fabaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 191-197, 2011.

GLEADOW, R. M. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. II Dispersal Germination and Establishment. **Australian Journal of Botany**, v. 30, n. 2, p. 185-198, 1982.

GLEADOW, R. M.; ASHTON D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. I Invasion patterns and Plant Morphology. **Australian Journal of Botany**, v. 29, n. 6, p. 705-720, 1981.

GLEADOW, R. M.; NARAYAN, I. Temperature thresholds for germination and survival of *Pittosporum undulatum*: implications for management by fire. **Acta oecologica**, v. 3, n. 1, p. 151-157, 2007.

GLEADOW, R. M.; ROWAN K. S.; ASHTON D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria Australia. IV Shade tolerance. **Australian Journal of Botany**, v. 31, n. 2, p. 151-160, 1983.

GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The invasion of Jamaican rainforests by the Australian tree *Pittosporum undulatum***. University of Wales, Bangor. School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 1996. Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/pittorep.pdf>>. Acesso em: 19/12/2010.

GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The control of the Australian tree *Pittosporum undulatum* in the Blue Mountains of Jamaica**. School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 1997. Disponível em: <<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/control.pdf>>. Acesso em: 19/12/2010.

INSTITUTO HÓRUS. 2005. Métodos de controle de espécies exóticas invasoras. Disponível em: <www.institutohorus.org.br>. Acesso em: 10/08/2011.

KAGEYAMA, P. Y.; VIANA, V. M. **Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE TECNOLOGIA DE

- SEMENTES FLORESTAIS, 2., 1989, Atibaia. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1991.p. 197-215.
- KLEIN, A.; FELIPPE, G. M. Efeito da luz na germinação de sementes de ervas invasoras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 7, n. 26, p. 955-966, 1991.
- LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos Trópicos**. Eschborn: Springer-Verlag, 343 p.1990.
- LIMA, R. S. N.; LIMA, J. R.; MOREIRA, R. A.; BANDEIRA, C. T. Utilização tecnológica da resida exsudada de cajueiro. **Revista da Faculdade Integrada do Ceará**, v. n. 2, p. 9-16, 2001.
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**, 2. ed. Curitiba: José Olympio, 1981.
- MAGUIRE, J. D. Speed of germination – aid in selection aid evolution for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, n. 2, p. 176-177, 1962.
- MARCHANTE, H.; MARCHANTE, E.; FREITAS, I. 2005. **Plantas invasoras de Portugal – Fichas para identificação e controle**. Disponível em: <www.abe.pt>. Acesso em: 01/11/2011.
- MARQUES, M. R.; XAVIER-FILHO, J. Enzymatic and inhibitory activities of cashew tree gum exudate. **Phytochemistry**, v. 30, p. 1431-1433, 1991.
- MIELKE, E. C.; CUQUEL, F. L.; NEGRELLE, R. R. B.; PIZATTO, W. Invasive exotic trees in the Conservation Units in Curitiba, Brazil. **Acta Horticulturae**, v. 881, p. 493-497, 2010.
- MORAES NETO, S. P.; GONÇALVES, J. L. M. Crescimento de mudas de algumas espécies arbóreas que ocorrem na mata atlântica, em função do nível de luminosidade. **Revista Árvore**, v. 24, n. 1, p. 35-45, 2000.
- MULLETT, T. L. Ecological aspects of sweet pittosporum (*Pittosporum undulatum* Vent.): implications for control and management. In: **Proceedings of the 12th Australian Weeds Conference, Hobart** (eds A. C. Bishop, M. Boersma and C. D. Barnes), p. 489-492, 1999. Tasmanian Weed Society, Devonport. Disponível em: <ww.caws.org.au/awc/1996/awc199614891.pdf>. Acesso em: 08/05/2011.
- NASCIMENTO, H. E. M.; DIAS, A. da S.; TABANEZ, A. A. J. VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 329-342, 1999.
- NOGUEIRA, A. C.; LIMA, J. G. de; COSMO, N. L. Efeitos da luminosidade e umidade sobre a germinação de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs, Euphorbiaceae e caracterização quanto as propriedades físicas. **Informativo ABRATES**, v.15, nº 1, 2, 3, p. 576, 2005. (Edição Especial em CD do XIV Congresso Brasileiro de Sementes).

PARANÁ. Portaria IAP nº 074, de 19 de abril de 2007. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências.

PEREIRA, C. **Ponto de colheita de frutos, qualidade e armazenamento de sementes de *Nidularium innocentii* (Lem.) e *Nidularium procerum* (Lindm)**. 79 f. (Mestrado em Produção Vegetal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e manejo de florestas tropicais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: SBS:SBEF, 1990. p. 676-684.

REGO, G. M.; POSSAMAI, E. Jacarandá-da-Bahia (*Dalbergia nigra* Vellozo) Leguminosae – Papilionoideae: produção de mudas. **Comunicado Técnico**, n. 106, p. 1-3, 2003.

ROLLET, B. **Arquitetura e crescimento das florestas tropicais**. S.1; 2ed., 1978.

ROSE, S. Influence of suburban edges on invasion of *Pittosporum undulatum* into the bushland of northern Sydney, Australia. **Australian Journal of Ecology**, v. 22, n. 1, p. 89-99, 1997.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA Nº 11, de 17 de dezembro de 2010. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina.

SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 29-38, 2008.

SCALON, S. de P. Q.; SCALON Filho, H.; RIGONI, M. R. Armazenamento e germinação de sementes de uvaia *Eugenia uvalha* cambess. **Ciência Agrotecnologia**, v. 28, n. 6, p. 1228-1234, 2004.

SIQUEIRA, P. L. **Monitoramento de áreas no interior de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 165f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, São Paulo, 2002.

SOCOLOWSKI, F., VIEIRA, D. C.M.; TAKAKI, M. Interaction of temperature and light on seed germination in *Tecoma stans* L. Juss. ex Kunth (Bignoniaceae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 723-730, 2008.

SOUZA-FILHO, A. P. S. Influência da temperatura, luz e estresses osmótico e salino na germinação de sementes de *L. leucocephala*. **Tropicales**, v. 22, n. 2, p. 47-53, 2000.

TAKAKI, M. New proposal classification on seeds based on forms phytochrome instead of photoblastism. **Revista Brasileira de Fisiologia**, v. 13, n. 1, p. 103-107, 2001.

TOLEDO, R. E. B.; KUVA, M. A.; ALVES, P. L. C. A. Fatores que afetam a germinação e a emergência de *Xanthium strumarium* L.: dormência, qualidade de luz e profundidade de semeadura. **Planta Daninha**, v. 11, n. 1/2, p. 15-20, 1993.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Fisiología ecológica de las semillas de árboles de la selva tropical: um reflexo de su ambiente. **Ciência**, n. 35, p. 191-201, 1984.

VIEIRA, D. C. M.; SOCOLOWSKI, F. TAKAKI, M. Seed germination and seedling emergence of the invasive exotic species, *Clausena excavate*. **Brazilian Journal Biology**, v. 70, n. 4, p. 1015-1020, 2010.

ZANIOLO, S. R.; DONI-FILHO, L.; NEGRELE, R. R. B. Germinação de sementes de *Hedyosmum brasiliense* (Chloranthaceae) em diferentes regimes de qualidade de luz e umidade. **ABRATES**, v. 11, n. 2, p. 269, 2001. (Edição Especial do XII Congresso Brasileiro. de Sementes).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA O CONTROLE E MANEJO DO *Pittosporum undulatum* Vent.

O *Pittosporum undulatum* é árvore exótica invasora presente em Unidades de Conservação de Curitiba, especialmente no Parque da Barreirinha. Diante dos resultados obtidos que indicam uma população estável e regenerativa aliados a todas as características do *P. undulatum* que em condições favoráveis podem se expressar, é fácil supor que o Parque da Barreirinha, local alvo de toda pesquisa, poderá estar degradado ambientalmente num futuro próximo, sendo irreversível a sua recuperação, principalmente sob alguns aspectos, como a extinção de espécies da flora e fauna, já que até a presente data não se tem total conhecimento deste valor.

A adoção de estratégias de manejo e controle ainda que preventiva é urgente, mas o seu sucesso depende da associação à campanhas eficientes de educação ambiental que irão se traduzir na conservação da biodiversidade local. Ainda há que se respeitar a legalidade e integrar órgãos afins, tais como Ministério Público, Instituto Ambiental do Paraná, etc. Mesmo assim, dada as dificuldades já registradas quando da prática de remoção de árvores exóticas invasoras em Unidades de Conservação em Curitiba, promover qualquer ação neste sentido representa ainda enorme desgaste do poder público, constituindo-se em um grande desafio.

1) Os indivíduos adultos *P. undulatum* localizados no interior da mata nativa podem ter seus troncos anelados, causando menor impacto visual, já que a morte ocorre de forma gradativa, sendo menos impactante visualmente para a vegetação no entorno.

2) A remoção das árvores adultas de *P. undulatum* ou outro procedimento que incida na abertura de clareira provocará a germinação expressiva de suas sementes, mas um número ínfimo atingirá a fase adulta haja vista o alto índice de mortalidade nas primeiras fases de vida desta espécie. Logo, a remoção no verão pode favorecer e otimizar o processo, já que plântulas não suportam altas temperaturas.

3) Quando da germinação das sementes, a prática de arranquio deve ser efetuada, pois será mais fácil, em face da superficialidade do sistema radicular e também porque a

área estará ausente de outra vegetação em face do efeito alelopático, facilitando a identificação das plântulas de *P. undulatum*.

4) O controle das plântulas deve ser constante até que não existam mais adultos de *P. undulatum* próximos.

5) Qualquer estratégia de manejo de controle deve prever longo tempo de ação ou pelo menos deve perdurar enquanto houver indivíduos férteis no local, ou mesmo no entorno.

6) Outras pesquisas podem ser elaboradas visando métodos alternativos de controle.

7) Ainda que solucionado as questões legais, campanhas educativas abrangentes, que permeiem diversos níveis devem ser implantadas, pois a remoção de vegetação ainda que exóticas invasoras é ainda uma questão cultural e sobretudo recente. Desta forma, não é possível esperar da população um pronto reconhecimento da inovação de conceitos. Esta ação também objetiva responsabilizar a população quanto ao trânsito destas espécies.

8) Este trabalho já provocou adequações por parte da Prefeitura Municipal de Curitiba mediante atitudes listadas abaixo:

- Publicação do Decreto Municipal 473/08 que permite a remoção das sete espécies de árvores exóticas invasoras dispensando a motivação técnica usual que concerne resumidamente a risco de queda e construção civil. Estuda-se a atualização deste Decreto.

- O plano de Governo Municipal prevê a remoção de árvores exóticas invasoras das Unidades de Conservação Municipal até 2012.

- Desde 2008, não há mais produção de árvores exóticas invasoras no Horto da Barreirinha, e a remoção destas espécies na arborização pública está sendo feita de forma gradativa.

- Capacitações como cursos, seminários e palestras de conteúdo teórico e prático alusivos ao tema foram feitos para funcionários que atuam nas UCs de Curitiba, bem como para técnicos que emitem autorizações de remoção de vegetação.

- Dentre as 34 UCs de Curitiba, metade delas houve intervenção total ou parcial não só no controle de indivíduos adultos, mas também de regeneração de AEIs.
- Algumas publicações, como folders e livretos foram distribuídas em parcerias com ONG's (Instituto Horus e SPVS).

Sendo assim, é possível afirmar que a partir dos resultados obtidos do diagnóstico das UCS de Curitiba, a Prefeitura Municipal integrou o tema em sua rotina de trabalho, buscando agir de forma legal e considerando as limitações existentes.

Muito ainda precisa ser feito, mas certamente a ciência contribuiu para que os primeiros passos fossem dados. Espécies exóticas invasoras é problema real e que envolve questões de impacto ambiental relevante.