

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
CENTRO DE CIÊNCIAS DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE
MESTRADO

RIQUEZA, ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTA
SECUNDÁRIA INVADIDA POR *Hovenia dulcis* THUNB., CARACTERIZAÇÃO DO SEU
NICO DE REGENERAÇÃO E EFEITOS ALELOPÁTICOS.

BRUNA DE OLIVEIRA BOENI

JANEIRO – 2011

Bruna de Oliveira Boeni

RIQUEZA, ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTA SECUNDÁRIA INVADIDA POR *Hovenia dulcis* THUNB., CARACTERIZAÇÃO DO SEU NICHO DE REGENERAÇÃO E EFEITOS ALELOPÁTICOS.

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, pelo Programa de Pós-graduação em Biologia (Diversidade e Manejo da Vida Silvestre) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS.

Orientador: Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo

São Leopoldo, 10 de janeiro de 2011.

DEDICATÓRIA

A minha família e aos verdadeiros amigos que acreditaram, apoiaram e incentivaram que mais uma etapa do sonho pudesse se concretizar.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, quero agradecer ao CNPq pela bolsa de Mestrado concedida e ao Programa de Pós-graduação em Biologia da Unisinos pela estrutura oferecida.

Agradeço muito ao meu orientador, Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo pela oportunidade na realização deste projeto e pela batalha na conquista da bolsa e fomento as pesquisas de campo. Sou muito grata pelo apoio e orientação fornecida, mesmo a distância durante todas as etapas do trabalho, repondendo sempre aos e-mails e sempre ajudando a resolver as dificuldades que foram aparecendo neste longo e rápido caminho.

Sou muito grata ao Prof. Dr. Leandro Astarita por contribuir significativamente na execução e elaboração do terceiro capítulo da dissertação. Em conjunto, agradeço a Pontifícia Universidade Católica (PUC – RS), pela estrutura oferecida junto ao Laboratório de Biotecnologia Vegetal. Sem esta colaboração e orientação, a última parte do trabalho não teria sido realizada.

Obrigada ao Prof. Dr. Alexandre Fadigas (UNISINOS) pelo auxílio desde o início com a elaboração da metodologia de campo e pelo aluguel de carros da Unisinos para nos levar a campo durante alguns meses da execução do trabalho, isto contribuiu bastante com a ajuda nos custos do projeto, mas agradeço principalmente pelas contribuições com as análises estatísticas no decorrer da realização do estudo.

Agradeço ao Prof. João Larocca, Tiago Marchi, Rodrigo Bergamim, Marcus Lanner e Denise Silveira, pela ajuda na identificação das espécies coletadas em campo.

Gostaria de agradecer à Secretaria Estadual do Meio Ambiente e à Reserva Biológica da Serra Geral, pela disponibilidade para efetuar o projeto na área da Unidade de Conservação e pela utilização das instalações do alojamento junto a sede da Reserva, durante o período de pesquisa de campo.

De modo sintético, mas de coração, agradeço a todas as pessoas que me auxiliaram nas saídas a campo: Seu Darci, Denise Silveira, Anabela Lopes, Clóvis Azambuja, Marcus Lanner, Thiérs Wilberger, Diogo e Marcelo. Sem a ajuda de vocês o trabalho teria demorado o dobro de tempo.

Gostaria de agradecer especialmente ao seu Darci, guarda-parque da Reserva Biológica da Serra Geral, que desde o primeiro dia se mostrou uma pessoa maravilhosa e prestativa, sempre nos ajudando da melhor forma possível e que estava ao seu alcance, tanto no campo, como na batalha frente aos empecilhos burocráticos do projeto. A este senhor que possui um grande conhecimento botânico e que contribuiu imensamente com a construção e finalização deste estudo, minha enorme e impagável gratidão!!

Agradeço infinitamente a minha mais que amiga, minha irmã de outra vida, Denise Silveira, obrigada pela disposição em me ajudar em todas as etapas deste trabalho. Mais obrigada ainda pelos momentos de descontração, pelas risadas, pelos momentos de desabafo, pela parceria total em todas as empreitadas de campo, pela amizade, pelo carinho, pelas madrugadas de trabalho sem fim, por não me deixar pirar e por estar sempre ao meu lado quando precisei!!!

Gostaria de agradecer também ao novo amigo e colega Eduardo Ghiel da UFRGS, pela ajuda nas análises e pelas idéias e discussões que ajudaram a enriquecer este trabalho.

Agradeço a minha família, por sempre ter me apoiado, incentivado e financiado meus estudos. Obrigada em especial ao meu pai, por sempre ter me ensinado a correr atrás dos meus objetivos na vida e a não desistir dos meus sonhos, por mais difíceis que eles sejam de serem alcançados. A minha mãe, que mesmo de longe, sempre me enviou boas energias e sempre acreditou no meu potencial. Eu amo vocês!! Agradeço ao meu vô Arnoldi Boeni por também sempre acreditar no meu potencial e me incentivar em tudo, e que mesmo não estando mais entre nós e não tendo visto mais esta minha vitória, ficaria muito feliz e orgulhoso. Está eternamente no meu coração. Agradeço também a minha vó, Orfila Motta Boeni, por sempre me apoiar e incentivar com palavras de sabedoria nos momentos que mais precisei. Obrigada por confiarem e acreditarem em mim!!

Por último agradeço ao Bruno de Oliveira Pimentel Fonseca, meu amor, meu amigo, que está comigo a quase uma década de minha vida, sabe como batalhei para conquistar mais esta vitória. Obrigado por aguentar meus dias de estresse absoluto, obrigada por continuar me amando mesmo estando insuportável e mais obrigada ainda pela força e compreensão. Juntos chegaremos lá!!

“Se procurar bem, você acaba encontrando. Não a explicação (duvidosa), mas a poesia
(inexplicável) da vida”

Carlos D. Andrade

RESUMO

O impacto das espécies exóticas invasoras sobre as espécies nativas nas comunidades e nos ecossistemas tem sido amplamente reconhecido como uma causa importante das mudanças na diversidade global. Estas espécies aumentam suas populações podendo afetar a estrutura e a função dos ecossistemas invadidos. Dentre as espécies exóticas de plantas que invadem ambientes florestais no Brasil, *Hovenia dulcis* Thunb. é freqüente em áreas que sofreram perturbações. Assim, a primeira parte deste trabalho procurou comparar os parâmetros fitossociológicos e avaliar a riqueza, a estrutura e composição de espécies arbóreas em áreas de floresta secundária em regeneração com e sem a invasão por *H. dulcis*. A espécie exótica estudada apresentou um dos maiores valores de densidade e área basal, demonstrando sua importância nas áreas onde ocorre. No entanto, estas variáveis estruturais e a riqueza não foram alteradas pela presença da espécie exótica. A composição de espécies sofreu influência da presença da espécie invasora quando se controlou o efeito causado por variáveis ambientais não mensuradas como histórico de perturbação, condições bióticas entre outros que influenciam a dinâmica de sucessão florestal. Isto indica que as variações florísticas entre as unidades amostrais são em maior parte determinadas pela diferença nas condições abióticas e no histórico de cada área e, secundariamente, pela presença de *H. dulcis*. A abundância e distribuição das espécies de plantas são determinadas em parte durante os estágios iniciais de regeneração, quando estão mais vulneráveis ao seu ambiente imediato. Mudanças no requerimento de fatores bióticos nos diferentes estágios de desenvolvimento ontogenético da planta podem manifestar mudança do nicho de regeneração desta. A disponibilidade de luz, a queda e o acúmulo de serrapilheira são fatores que afetam a estrutura e a dinâmica da comunidade de plantas de maneiras diferentes. Assim, a segunda parte deste estudo pretendeu avaliar se as variáveis ambientais no entorno de indivíduos de *H. dulcis* diferem durante as fases de desenvolvimento ontogenético: juvenil inicial, juvenil tardio e adulto, procurando verificar se existem alterações no nicho de regeneração em relação às variáveis ambientais; estágio ontogenético e deciduidade sazonal de *H. dulcis*. As análises mostram diferenças entre os estágios ontogenéticos apenas para abertura de copa e cobertura herbácea. A composição de espécies também variou entre os estágios ontogenéticos. A porcentagem de abertura de copa diferiu entre indivíduos adultos em relação aos juvenis apenas no período não-decidual, em função da dominância de *H. dulcis* compondo o dossel. Assim, observa-se uma mudança no nicho de regeneração em função da abertura de copa. A copa pouco densa de adultos de *H. dulcis* acentua o efeito da abertura de copa nestes pontos em relação aos indivíduos juvenis. A profundidade da serrapilheira durante o período decidual foi maior no entorno de adultos e juvenis iniciais. A deciduidade e conseqüente aumento da serrapilheira podem favorecer a sobrevivência e o crescimento das espécies mais exigentes à luz como as secundárias iniciais, em decorrência do aumento na quantidade de luz que chega ao sub-bosque, mas pode afetar negativamente plântulas intolerantes à luminosidade. Os compostos alelopáticos produzidos pelos vegetais provêm do metabolismo secundário e podem estar presentes em diferentes órgãos e tecidos da planta e serem liberados no ambiente de diferentes maneiras. A alelopatia tem sido reconhecida como um importante mecanismo ecológico que influencia a dominância vegetal, podendo determinar a estrutura, composição e a dinâmica de comunidades vegetais. *H. dulcis* apresenta, entre outros, compostos fenólicos em suas folhas que podem causar mudanças durante o processo de germinação de espécies nativas. Assim, a terceira parte deste trabalho testa os potenciais efeitos alelopáticos das folhas de *H. dulcis* sobre a germinação e crescimento de raiz e parte aérea de plântulas de *Casearia sylvestris*. Os extratos aquosos de folhas de *H. dulcis* apresentaram efeito alelopático em sementes e plântulas de *C. sylvestris*. Os lixiviados em todas as concentrações reduziram a porcentagem de germinação. Da mesma forma, ocorreu um maior efeito inibitório nas raízes do que na parte aérea das plântulas que pode impedir o futuro estabelecimento dos regenerantes, afetando a tomada de recursos vitais à planta. As sementes em contato com os lixiviados apresentaram uma redução na velocidade de germinação. Com isso, as plântulas de *C. sylvestris* expostas aos compostos aleloquímicos das folhas de *H. dulcis* tiveram seu

desenvolvimento inicial atrasado em função da espécie exótica. Assim, conclui-se que a grande densidade de indivíduos de *H. dulcis* corrobora com a invasão desta espécie, que altera a composição de espécies na floresta em regeneração. Ainda, *H. dulcis* altera seu nicho de regeneração e assim influencia o nicho das espécies nativas regenerantes e ainda apresenta efeitos alelopáticos inibitórios sobre a germinação e desenvolvimento de plântulas de *C. sylvestris*.

Palavras-chave: Espécie exótica, espécie invasora, estágios ontogenéticos, germinação de sementes, alelopatia.

ABSTRACT

The impact of invasive species on native species has been widely recognized as an important cause of the changes in the global diversity. Invading species are able to affect the structure and function of invaded ecosystems. Among the exotic plant species that invade forests in Brazil, *Hovenia dulcis* is frequent in areas of secondary vegetation. Thus, the first part of this work compares the phytosociological parameters among areas of secondary vegetation invaded by *H. dulcis* and areas without this exotic species. *H. dulcis* presented one of the biggest values of absolute density and basal area, demonstrating its importance for the structure of the areas where it occurs. However, the structural variables and the species richness had not been modified in function of the presence of the exotic species. The species composition was altered by the presence of the invading species when the effects caused by unmeasured variables that influence the dynamics of forest succession were controlled, indicating that variations in the composition among areas are in good part determined by differences in abiotic conditions and history of each area, and secondarily by the presence of *H. dulcis*. The abundance and distribution of the plant species are determined in part during the initial periods of regeneration, when they are more vulnerable to its immediate environment. Changes in require of biotic factors in the different periods of phases of ontogenetic development of the plant can reveal change of the niche of regeneration of this. The availability of light, the fall and accumulation of litter are factors that affect the structure and dynamics of the plant community in different ways. Thus, the second part of this study intends to evaluate the ambient variables around individuals of *H. dulcis* during the phases of ontogenetic development from young to old saplings and adults, evaluating changes in the regeneration niche in relation to the ambient variables, the ontogenetic period and the seasonal deciduousness of *H. dulcis*. The analyses indicated differences among the ontogenetic phases only in canopy opening and herbaceous covering. The species composition around *H. dulcis* individuals also varied among the ontogenetic phases. The percentage of canopy opening differed between adult individuals in relation to young saplings only in the non deciduous period, probably due to the dominance of the exotic species in the canopy. Thus, a change in the regeneration niche in function of the canopy opening is observed. The low density of the tree crowns of *H. dulcis* exacerbates the effect of the canopy opening in points where adults are established in relation to young saplings. The litter depth during the deciduous period was higher around adults and young saplings. The deciduousness and consequent increase in the leaf litter can favor the survival and growth of the most light demanding species, such as those typical of the initial stages of forest succession, as a result of the increase in the amount of light that arrives at the understory, which, however, can negatively affects seedling that are intolerant to elevated luminosity. The allelopathic compounds produced by plants come from the secondary metabolism and may be present in different plant tissues, being released to the environment in different ways. The allelopathy has been recognized as an important ecological mechanism that influences the dominance in plant communities, being able to determine the structure, composition and the dynamics of such communities. *H. dulcis* presents among others phenolic compounds, in its leaves that can cause changes during the process of seed germination of native species. Therefore, the third part of this work tests the potential allelopathic effects of leaf extracts of *H. dulcis* on the germination and growth of the root and aerial parts of seedlings of *Casearia sylvestris*. The watery leaf extracts of *H. dulcis* present allelopathic effect in seeds and seedlings of *C. sylvestris*. The leaf extracts in all concentrations reduced the germination percentage, and lead to a great inhibitory effect in root development that can hinder the future establishment of the plants, affecting the uptake of vital resources. Seeds in contact with the leaf extracts presented a reduction in the germination speed. Thus, seedlings of *C. sylvestris* exposed to alleloquimic compounds of *H. dulcis* leaves had its initial development delayed. Thus, one concludes that the great density of individuals of *H. dulcis* corroborates the invasion for this species that modifies the composition of species in the forest in regeneration. *H. dulcis* modifies its niche of regeneration and thus it influences the niche of

the regenerant native species and still it presents inhibitory allelopathic effect on the germination and development of seedlings of the native species.

Key-words: Exotic species, invasive species, regeneration niche, seed germination, allelopathy.

LISTA DE FIGURAS

PÁGINA

ESPÉCIE DE ESTUDO

Figura 1: *Hovenia dulcis*: Ramos, flores e sementes (A). Detalhe dos frutos presos ao pedúnculo carnoso (B). Área invadida pela uva-do-japão (C). Árvore durante o período decidual, apenas os pseudofrutos dominam a copa (D).....26

ÁREA DE ESTUDO

Figura 1: Enquadramento regional da Reserva Biológica Estadual da Serra Geral, segundo o Plano de Manejo (SEMA 2008).....31

Figura 2: Vegetação no interior da Reserva Biológica Estadual da Serra Geral, segundo o Plano de Manejo (SEMA 2008).....32

CAPÍTULO I

Figura 1: Zoneamento da vegetação, segundo o Plano de Manejo da Reserva Biológica da Serra Geral (SEMA 2008). *Triângulos*: localização das áreas de floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis*. *Círculos*: localização das áreas de floresta secundária sem a invasão por *Hovenia dulcis*.....37

Figura 2: Riqueza específica por família botânica em áreas de floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis* (A) e áreas sem a árvore exótica (B).....40

Figura 3: Abundância total por família botânica em áreas de floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis* (A) e áreas sem a árvore exótica (B).....41

Figura 4: Plot da ordenação (*non-metric mds*) das espécies nas áreas de floresta secundária. Triângulos representam áreas com a árvore exótica *Hovenia dulcis* e círculos representam áreas sem.....45

CAPÍTULO II

Figura 1: *Quadrados vermelhos*: localização das áreas onde os indivíduos de *H. dulcis* nos diferentes estágios ontogenéticos foram selecionados, na floresta secundária invadida nos Vales do rio Ligeiro e Encantados.....68

Figura 2: Porcentagem do número de indivíduos arbóreos por espécie amostrada nas parcelas circulares em torno dos indivíduos de *Hovenia dulcis* nos diferentes estágios ontogenéticos (A) adultos, (B) juvenis tardios e (C) juvenis iniciais.....71

Figura 3: Plot da ordenação (*non-metric mds*) das espécies nos diferentes estágios ontogenéticos de indivíduos de *Hovenia dulcis*. Círculos vazados = adultos; Triângulos = juvenis tardios; Círculos cheios = juvenis iniciais.....73

Figura 4: Fotos hemisféricas de *Hovenia dulcis* no período decidual (A) e no período não decidual (B). Indivíduos adultos de *H. dulcis* no período decidual e capoeira regenerante (C). Copa de indivíduos de *H. dulcis* no período decidual (D). Área com *H. dulcis* no período decidual, mostrando a camada de serrapilheira (E).....74

CAPÍTULO III

Figura 1: Índice de velocidade de germinação (IVG) das sementes de *Casearia sylvestris* submetidas às diferentes concentrações de solução com lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis* (MF/V) em relação ao controle. As barras nas colunas representam o erro padrão. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade.....89

Figura 2: Germinação acumulada das sementes de *Casearia sylvestris* submetidas a diferentes concentrações de solução com lixiviado das folhas de *Hovenia dulcis*.....89

Figura 3: Porcentagem de sementes germinadas e de plântulas de *Casearia sylvestris* com comprimento \geq a 0,5 cm (avaliada 36 dias após o início do experimento) nos diferentes tratamentos com solução de lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis*. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).....90

Figura 4: Porcentagem de sementes germinadas e de plântulas de *Casearia sylvestris* com comprimento \geq a 0,5 cm (avaliada 60 dias após o início do experimento) nos diferentes tratamentos de solução com lixiviados de *Hovenia dulcis*. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).....91

Figura 5: Comprimento (cm) da parte aérea e raiz primária de plântulas de *Casearia sylvestris* avaliadas 30 dias após serem transplantadas para solo em casa de vegetação. As plântulas foram transferidas para solo após 36 dias (L1) de tratamento na presença de solução com lixiviados de *Hovenia dulcis* em placa de petri. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).....92

Figura 6: Comprimento (cm) de parte aérea e raiz primária de plântulas de *Casearia sylvestris* avaliadas 20 dias após serem transplantadas para solo em casa de vegetação. As plântulas foram transferidas para solo após 60 dias (L2) de tratamento na presença de solução com lixiviados de *Hovenia dulcis* em placa de petri. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).....93

Figura 7: Desenvolvimento de plântulas de *Casearia sylvestris*. A) plântula do tratamento controle e B) plântula sob tratamento na presença de solução com lixiviados a 10% de folhas de *Hovenia dulcis*, apresentando desenvolvimento anormal e necrose da raiz primária. A barra representa 1 cm.....93

LISTA DE TABELAS

PÁGINA

CAPÍTULO II

Tabela 1: Valores das variáveis ambientais medidas através dos diferentes estágios ontogenéticos dos indivíduos de *Hovenia dulcis* avaliados no período não decidual e no período decidual. Os dados representam média \pm erro padrão (n = 30). Em uma mesma coluna, médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.....72

CAPÍTULO III

Tabela 1: Comparação das médias de germinação (%) e tempo médio de germinação (TMG) das sementes de *Casearia sylvestris* submetidas às diferentes concentrações de solução com lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis* em relação ao controle. Médias seguidas de mesma letra na linha, não diferem significativamente entre si pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade. Os valores entre parênteses representam o erro padrão.....88

SUMÁRIO

	PÁGINA
INTRODUÇÃO GERAL	16
Referências bibliográficas.....	21
ESPÉCIE DE ESTUDO	24
Referências bibliográficas.....	27
ÁREA DE ESTUDO	28
Referências bibliográficas.....	33
CAPÍTULO I - Riqueza, estrutura e composição de espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Densa secundária invadida por <i>Hovenia dulcis</i> thunb. no sul do brasil.	
1. Introdução.....	34
2. Materiais e métodos.....	36
2.1. Levantamento da estrutura fitossociológica.....	36
2.2. Análise dos dados.....	38
3. Resultados.....	39
3.1. Florística.....	39
3.2. Fitossociologia.....	42
3.3. Diversidade.....	43
4. Discussão.....	46
4.1. Florística e fitossociologia.....	46
4.2. Diversidade.....	47
5. Referências bibliográficas.....	51
Apêndice A.....	56
Apêndice B.....	59

CAPÍTULO II – Caracterização do nicho de regeneração da árvore exótica *Hovenia dulcis* Thunb. em áreas invadidas de floresta secundária na Mata Atlântica.

1. Introdução.....	62
2. Materiais e métodos.....	66
2.1. Amostragem.....	66
2.2. Análise dos dados.....	69
3. Resultados.....	70
4. Discussão.....	75
5. Referências bibliográficas.....	78

CAPÍTULO III – Efeito alelopático da solução com lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis* Thunb. sobre a germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de *Casearia sylvestris* Sw..

1. Introdução.....	81
2. Materiais e métodos.....	85
2.1. Germinação.....	85
2.2. Crescimento das plântulas em solo.....	86
2.3. Análise dos dados.....	86
3. Resultados.....	87
4. Discussão.....	94
5. Referências bibliográficas.....	98

CONSIDERAÇÕES FINAIS..... 102

Referências bibliográficas.....	106
---------------------------------	-----

INTRODUÇÃO GERAL

O impacto das espécies invasoras sobre as espécies nativas nas comunidades e nos ecossistemas tem sido amplamente reconhecido há décadas (ELTON 1958, LODGE 1993, SIMBERLOFF 1996), sendo a invasão por espécies exóticas uma causa importante nas mudanças da diversidade global (VITOUSEK *et al.* 1996).

Espécies exóticas invasoras são aquelas cuja colonização e estabelecimento em uma determinada área, que não seja de sua distribuição natural, esteja em expansão. Estas espécies aumentam consideravelmente suas populações ocasionando perdas econômicas e biológicas, afetando assim a estrutura e função da comunidade e dos ecossistemas invadidos (WILLIAMSON & FITTER 1996).

As espécies invasoras são capazes de causar a mortalidade e impactos sobre o crescimento de populações nativas, podendo alterar padrões de fluxo gênico e hibridização, riqueza e diversidade nas comunidades (PARKER *et al.* 1999). Assim, a propagação de plantas exóticas, difundindo-se e podendo alterar habitats, tem sido considerada uma das principais ameaças à biodiversidade (D'ANTONIO & VITOUSEK 1992, GOODWIN *et al.* 1999).

As plantas invasoras apresentam características ecológicas sendo pioneiras de rápido crescimento, com maturação precoce e eficiência na dispersão de sementes que permitem uma rápida disseminação nos ecossistemas invadidos (REJMANÉK & RICHARDSON 1996), competindo com espécies nativas por recursos (D'ANTONIO & VITOUSEK 1992). Tais características podem refletir no sucesso de colonização das plantas exóticas em conjunto com a variação das condições bióticas e abióticas das comunidades invadidas. Portanto o sucesso de estabelecimento será determinado pelas características da espécie exótica e atributos ambientais da comunidade no momento da invasão (LODGE 1993, WILLIAMSON 1996).

Ambientes que sofreram distúrbios são aparentemente mais suscetíveis à invasão do que outros. Quanto maior o grau de perturbação de um ecossistema natural, maior o potencial de dispersão e estabelecimento de plantas exóticas, especialmente após a redução da diversidade natural pela retirada de espécies ou exploração excessiva (DAVIS *et al.* 2000). Plantas invasoras são, geralmente, pioneiras, portanto se aproveitam da existência de “nichos vagos” e ocupam tanto áreas de campo como florestas que sofreram distúrbios. Estas plantas apresentam também facilidades no estabelecimento devido ao rápido crescimento, maturação precoce, longos períodos de floração e frutificação, eficiência na dispersão pela grande produção de sementes de pequeno tamanho com altas taxas de germinação, além da formação de banco de sementes (REJMANÉK & RICHARDSON 1996).

O aumento da população de espécies exóticas invasoras tende a alterar a riqueza de espécies dentro das comunidades (REJMÁNEK & ROSÉN 1992, HAGER & MCCOY 1998, PARKER *et al.* 1999, MEINERS *et al.* 2001) por ocuparem nichos disponíveis ao estabelecimento de espécies nativas. Esta substituição de espécies nativas por plantas invasoras em ambientes em regeneração tem sido sugerida como o mais forte impacto da invasão (HAGER & MCCOY 1998, PARKER *et al.* 1999, LEVINE *et al.* 2003). Em longo prazo, este processo pode diminuir a quantidade de espécies nativas a ponto de haver uma homogeneidade da flora, com predomínio da espécie exótica invasora (HASUI & HÖFLING 1998). Nas comunidades florestais, no entanto, a invasão por plantas têm sido documentado para poucas espécies e a maioria é apenas especulatória (PARKER *et al.* 1999, LEVINE *et al.* 2003).

Dentre as espécies exóticas que invadem ambientes florestais no Brasil, *Hovenia dulcis* Thunb., conhecida popularmente como uva-do-japão, é arbórea e caducifólia, da família Rhamnaceae, ocorre naturalmente na China, Japão e Coreia. Na região sul do Brasil, é invasora freqüente em ambientes que sofreram perturbações. Existem inúmeros registros de invasão por esta espécie nos três estados da Região Sul. No Rio Grande do Sul, já foi registrada em praticamente todo o território: regiões fisiográficas da Serra do Sudeste, Depressão Central, Encosta Inferior do Nordeste, Encosta Superior Nordeste e Campos de Cima Serra, sob as formações de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual e Decidual (INSTITUTO HÓRUS 2010).

A abundância e a distribuição das espécies de plantas são determinadas em grande parte durante os estágios iniciais de regeneração, quando as plântulas e os jovens estão mais vulneráveis ao seu ambiente imediato (ZOLADESKI & MAYCOCK 1990, KITAJIMA & FENNER 2000). Assim, não é surpresa que o conhecimento do “nicho de regeneração” (GRUBB 1977), expressão das necessidades de uma espécie para obter sucesso na sobrevivência da nova geração, seja crucial para compreender a composição, a estrutura, e a dinâmica das comunidades de plantas (SILVERTOWN 2004).

As variações nos fatores limitantes e tolerâncias nos diferentes estágios de desenvolvimento de uma espécie (PARRISH & BAZZAZ 1985, FRANCO & NOBEL 1989, MIRITI 2006), podem induzir a mudanças no seu nicho durante a ontogenia. As respostas demográficas em cada estágio de vida às circunstâncias abióticas e bióticas são expressas e requeridas ao longo do ciclo de vida de cada indivíduo (PARRISH & BAZZAZ 1985, MIRITI 2006).

Cada microhabitat apresenta recursos e condições que são favoráveis ao desenvolvimento de algumas espécies e desfavoráveis a outras. A ocupação destes nichos, então, depende da adaptabilidade e capacidade de sobrevivência das espécies e da manutenção das condições

apropriadas para as mesmas. Assim, são muitas as variáveis de natureza biótica e abiótica que afetam o estabelecimento e crescimento de uma espécie de planta e atuam de forma conjunta e distinta. No caso dos ecossistemas tropicais florestais, a luminosidade é um fator que majoritariamente determina o estabelecimento e crescimento das plantas e se considera um fator limitante nesse tipo de ambiente (NICOTRA *et al.* 1999).

A queda e o acúmulo de serrapilheira também são fatores que afetam a estrutura e a dinâmica da comunidade de plantas (FACCELLI & PICKETT 1991). Influenciam mudanças no ambiente físico, como alterações na disponibilidade de nutrientes, na temperatura do solo e na disponibilidade de luz (FACCELLI & PICKETT 1991), além de ser um importante fator na ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais (ROGERS 2002, VASCONCELOS & LUIZÃO 2004). A serrapilheira é a maior fonte de aporte de nutrientes no solo de uma floresta (VITOUSEK 1984).

Uma mudança importante que acaba por acentuar as mudanças no microclima é o aumento da intensidade de luz no interior da floresta devido ao aumento da abertura do dossel (KAPOS 1989) provocado por efeitos de borda, caducifolia e outros. Na maioria dos ecossistemas florestais, as espécies de sub-bosque dependem de grande incidência de luz transmitida através do dossel (CHAZDON & PEARCY 1991), pois a distribuição espacial dessas espécies será afetada em função do gradiente de luz. Portanto, a disponibilidade e a intensidade de luz que chega ao estrato regenerante limitam o nicho de regeneração que irá garantir o sucesso no estabelecimento e crescimento destes indivíduos (SVENNING 2000).

A maioria das plantas invasoras ocorre em áreas onde condições ambientais foram alteradas recentemente (DAVIS *et al.* 2000, FACON *et al.* 2006). De uma perspectiva evolucionária, não é surpreendente que poucas espécies introduzidas possam colonizar um novo ambiente a ponto de se tornarem invasoras. As espécies nativas sofreram seleção que realçaram os traços para o sucesso sob as circunstâncias de heterogeneidade ambiental, enquanto que as espécies introduzidas evoluíram sob circunstâncias bióticas e abióticas completamente diferentes. Apesar disto, plantas invasoras podem contar com mecanismos de defesa que auxiliam na competição por espaço com plantas nativas. Por exemplo, a falta de inimigos naturais (KEANE & CRAWLEY 2002) e a produção de compostos aleloquímicos, estes últimos atuando tanto como inseticidas naturais quanto impedindo o crescimento de outras espécies de plantas nas imediações (GENTLE & DUGGIN 1997, FOY & INDERJIT 2001). Uma das estratégias utilizadas por plantas exóticas invasoras para competir e dominar comunidades vegetais é a liberação de aleloquímicos (LARCHER 2000).

Os compostos alelopáticos produzidos pelos vegetais podem ser liberados no ambiente de diferentes maneiras, como exsudação radicular, volatilização, decomposição de resíduos e

lixiviação (RICE 1984). Estes aleloquímicos podem estar presentes em diferentes tecidos e órgãos da planta, incluindo folhas, caules, raízes, rizomas, flores, frutos e sementes, sendo distribuídos em concentrações variadas nas diferentes partes da planta e durante seu ciclo de vida (RICE 1984).

A maioria desses compostos provém do metabolismo secundário e estão relacionados a mecanismos de defesa das plantas contra ataques de microrganismos e insetos (MEDEIROS 1990) e a interação com outros indivíduos, podendo modificar processos essenciais à germinação das sementes e ao crescimento e desenvolvimento normal das plântulas (CARVALHO 1993).

Segundo FERREIRA & BORGHETTI (2004), a germinação das sementes é menos sensível aos aleloquímicos do que o crescimento das plântulas, e ainda a germinalidade é menos afetada do que a velocidade de germinação devido às interferências que retardam os processos metabólicos. Neste sentido, a alelopatia tem sido reconhecida como um importante mecanismo ecológico que influencia a regeneração de plantas durante a sucessão primária e secundária, afetando assim a dominância das espécies (REIGOSA *et al.* 1999), a estrutura, composição e a dinâmica de comunidades vegetais (RIZVI *et al.* 1992, SCRIVANTI *et al.* 2003).

Supõe-se que a espécie arbórea *H. dulcis* que se distribui em aglomerados em florestas em estágio secundário de regeneração (INSTITUTO HÓRUS 2010), tenha efeitos alelopáticos devido a possíveis compostos fenólicos, flavonóides, peptídeos alcalóides e saponinas presentes em suas folhas e raízes (TAKAI *et al.* 1973, KAWAI *et al.* 1974, OGIHARA *et al.* 1976, INOUE *et al.* 1978, KIMURA *et al.* 1981, KOBAYASHI *et al.* 1982, OGIHARA *et al.* 1987).

Os indivíduos de *H. dulcis* apresentam deciduidade fisiológica perdendo totalmente as folhas durante o inverno. Esta característica promove aumento sazonal na camada de serrapilheira, possivelmente aumentando a concentração dos lixiviados com compostos alelopáticos em função do maior acúmulo de folhas e aumento da precipitação. As espécies arbóreas decíduas constituem um importante fator na permeabilidade luminosa da comunidade vegetal devido à queda foliar influenciando a germinação de sementes (FACCELLI & PICKETT 1991), o controle da emergência (READER 1993) e o estabelecimento de plântulas (FACCELLI & PICKETT 1991, READER 1993, DRAKE & PRATT 2001, GARCÍA-GUZMÁN & BENÍTEZ-MALVIDO 2003).

Estudos avaliando o efeito alelopático de espécies arbóreas exóticas invasoras são escassos, principalmente utilizando espécies nativas nos testes de germinação. Além disso, existem poucos trabalhos publicados sobre a invasão de *H. dulcis* em ambientes florestais (BERTOLINI *et al.* 2009; RODOLFO *et al.* 2008). Para a América do Sul, ainda existem poucos registros de plantas invasoras em ambientes florestais (CRONK & FULLER 1995), provavelmente em decorrência da escassez de estudos com este enfoque.

Experimentos que avaliam efeitos alelopáticos na germinação geralmente utilizam sementes de espécies cultivadas, como *Lactuca sativa* (alface) e *Lycopersicon esculentum* Mill. (tomate), para testar a resistência ou a tolerância aos agentes aleloquímicos (CASTRO *et al.* 1983, GATTI *et al.* 2004). A utilização de sementes de espécies nativas em experimentos de alelopátia não é comum, no entanto, testes com sementes nativas são importantes, principalmente com espécies florestais que ocorrem nos ambientes invadidos pelas espécies exóticas.

Os principais impactos ecológicos de *H. dulcis* decorrem da invasão de florestas, onde domina o dossel da floresta. Como é uma árvore decídua, a possível variação da incidência de luz e serrapilheira nos estratos inferiores da floresta podem contribuir com a variação abrupta das variáveis ambientais. Suspeita-se que esse efeito possa retardar o processo de sucessão vegetal ao dificultar a instalação de espécies nativas esciófitas de estádios sucessionais avançados, comprometendo a regeneração de florestas nativas em áreas invadidas por esta espécie exótica.

A primeira parte deste trabalho é dedicada a comparar os parâmetros fitossociológicos em áreas de floresta secundária em regeneração com e sem a árvore exótica *H. dulcis* e avaliar a riqueza, estrutura e composição de espécies arbóreas nestas florestas, observando assim, padrões que possam demonstrar possíveis alterações na comunidade arbórea nativa em áreas invadidas. O segundo capítulo foca o ambiente imediato da espécie exótica, e a avaliação das características locais do nicho de regeneração onde ocorrem indivíduos nos diferentes estágios ontogenéticos de *H. dulcis*. E finalmente o terceiro capítulo, tenta avaliar a atividade alelopática como uma possível ferramenta de *H. dulcis* que pode auxiliar no estabelecimento e competição com espécies nativas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERTOLINI, I.C.; SILVA, M.S.; HOSSEL, C.; NOVACHAELLEY, A.J.; MEDEIROS, A.; COUSSEAU, A.; BECHARA, F.C; BRUN, E.J. & FREDDO, A.R. Avaliação da invasão biológica por uva-do-japão (*Hovenia dulcis* thunb.) em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Dois Vizinhos – PR. **III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária - Engenharia Florestal**. 2009.
- CARVALHO, S.I.C. **Caracterização dos efeitos alelopáticos de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu no estabelecimento das plantas de *Stylosanthes guianensis* var. *vulgaris* cv. *bandeirante***. 1993. 72 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- CASTRO, P.R.C.; RODRIGUES, J.D.; MORAES, M.A. & CARVALHO, V.L.M. Efeitos alelopáticos de alguns extratos vegetais na germinação do tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. Santa Cruz). **Planta Daninha** 6:79-85, 1983.
- CHAZDON, R.L. & PEARCY, R.W. The importance of sunflecks for forest understory plants. **BioScience** 41:760–766, 1991.
- CRONK, Q.C.B. & FULLER, J.L. **Plant invaders**. Chapman & Hall, London, 1995.
- D’ANTONIO, C.M. & P.M. VITOUSEK. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics** 23: 63-87, 1992.
- DAVIS, M.A.; GRIME, J.P. & THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology** 88:528-534, 2000.
- DRAKE, D.R. & PRATT, L.W. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. **Biotropica** 33:319-323, 2001.
- ELTON, C. S. **The ecology of invasions by plants and animals**. Methuen, London, UK, 1958.
- FACCELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** 57:1-32, 1991.
- FACON, B.; GENTON, B.J.; SHYKOFF, J.; JARNE, P.; ESTOUP, A. & DAVID, P. A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. **Trends in Ecology and Evolution** 21: 130–135, 2006.
- FERREIRA, A.G. & BORGHETTI, F. **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004.
- FOY, C.L. & INDERJIT. Understanding the role of allelopathy in weed interference and declining plant diversity. **Weed Technology** 15: 873–878, 2001.
- FRANCO, A.C. & NOBEL, P.S. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. **Journal of Ecology** 77: 870-886, 1989.
- GARCÍA-GUZMÁN, G. & BENÍTEZ-MALVIDO, B. Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedling of the tropical tree *Nectandra ambigens*. **Journal of Tropical Ecology** 19: 171-177, 2003.
- GATTI, A.B.; PEREZ, S.C.J.G.A. & LIMA, M.I.S. Atividade alelopática dos extratos de *Aristolochia esperanzae* O. Kuntze na germinação e crescimento de *Lactuca sativa* L. **Acta Botanica Brasilica** v. 18, 3: 459-472, 2004.
- GENTLE, C.B. & DUGGIN, J.A. Allelopathy as a competitive strategy in persistent thickets of *Lantana camara* L. in three Australian forest communities. **Plant Ecology** 132: 85–95, 1997.
- GOODWIN, B.; MCALLISTER, A. & FAHRIG, L. Predicting Invasiveness of Plant Species Based on Biological Information. **Conservation Biology** 13: 422-426, 1999.
- GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. **Biological Review** 52: 107–145, 1977.

- HAGER, H.A. & MCCOY, K.D. The implications of accepting untested hypotheses: a review of the effects of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. **Biodiversity and Conservation** 7: 1069–1079, 1998.
- HASUI, E. & HÖFLING, E. Preferência alimentar de aves frugívoras de um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária, São Paulo, Brasil. **Iheringia Série Zoologia** 84: 43-64, 1998.
- INOUE, O.; TAKEDA, T. & OGIHARA, Y. Carbohydrate structures of three new saponins from the root bark of *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae). **Journal of the Chemical Society Perkin Transactions L** 1289-1293, 1978.
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. [Online] **Exóticas Invasoras: Fichas técnicas.** Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm, 2010.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** 5:173-185, 1989.
- KAWAI, K.; AKIYAMA, T.; OGIHARA, Y. & SHIBATA, S. A new saponin in the saponins of *Zizyphus jujuba*, *Hovenia dulcis* and *Bacopa monniera*. **Phytochemistry** 13: 2829-2832, 1974.
- KEANE, R.M. & CRAWLEY, M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution** 17:164-170, 2002.
- KIMURA, Y.; KOBAYASHI, Y.; TAKEDA, T. & OGIHARA, Y. Three new saponins from the leaves of *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae). **Journal of the Chemical Society Perkin Trans. I.** 1981; 1981:1923-1927
- KITAJIMA, K. & FENNER, M. Ecology of seedling regeneration. **Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities** (ed. M. Fenner), pp. 331–359. CABI Publishing, Wallingford, 2000.
- KOBAYASHI, Y., TAKEDA, T. & OGIHARA, Y. Novel dammarane triterpenoid glycosides from the leaves of *Hovenia dulcis*: X-ray crystal structure of hovenolactone monohydrate. **Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions L** 2795-2799, 1982.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal.** RiMa: São Carlos, 531p., 2000.
- LEVINE, J.M.; VILA, M.; D'ANTONIO, C.M.; DUKES, J.S.; GRIGULIS, K. & LAVOREL, S. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. **Proceedings of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences** 270: 775–781, 2003.
- LODGE, D.M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology & Evolution** 8:133–37, 1993.
- MEDEIROS, A.R.M. **Alelopatia: importância e suas aplicações.** Horti Sul, Pelotas, v. 1, n. 3, p. 27-32, 1990.
- MEINERS, S.J.; PICKETT, S.T.A. & CADENASSO, M.L., Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. **Ecography** 24: 633-644, 2001.
- MIRITI, M.N. Ontogenetic shift from facilitation to competition in a desert shrub. **Journal of Ecology** 94: 973–979, 2006.
- NICOTRA, A.B.; CHAZDON, R.L. & IRIARTE, S.V.B. Spatial heterogeneity of light and wood seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology** 80:1908- 1926, 1999.
- OGIHARA, Y.; CHEN, Y. & KOBAYASHI, Y. A new prosapogenin from *Hovenia saponin D* by mild alkaline degradation. **Chemical and Pharmaceutical Bulletin** 35: 2574-2575, 1987.
- OGIHARA, Y.; INOUE, O.; OTSUKA, H.; KAWAI, K.; TANIMURA, T. & SHIBATA, S. Droplet counter-current chromatography for the separation of plant products. **Journal of Chromatography** 128: 218-223, 1976.

- PARKER, I.M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P.M. *et al.*. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions** 1: 3–19, 1999.
- PARRISH, J. A.D., & BAZZAZ, F.A. Ontogenetic niche shifts in old-fields annuals. **Ecology** 66: 1296–1302, 1985.
- READER, R.J. Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old field species. **Journal of Ecology** 81:169–75, 1993.
- REIGOSA, M.J.; SÁNCHEZ-MOREIRAS, A. & GONZÁLES, L. Ecophysiological approach in allelopathy. **Critical Reviews in Plant Science** 18: 577-608, 1999.
- REJMÁNEK, M. & RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology** 77:1655-1661, 1996.
- REJMÁNEK, M. & ROSÉN, E. Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in alvar plant communities. **Journal of Vegetation Science**, 3, 625–630, 1992.
- RICE, E.L. **Allelopathy**. Academic Press; Orlando, 2.ed., 422p., 1984.
- RIZVI, S.J.H.; HAQUE, H.; SINGH, U.K. & RIZVI, V. A discipline called allelopathy. In: RIZVI, S.J.H. & RIZVI, H. (Eds.) **Allelopathy: Basic and applied aspects**. London, Chapman & Hall, p.1-10, 1992.
- RODOLFO, A.M.; CÂNDIDO JR., J.F; TEMPONI, L.G & GREGORINI, M.Z. *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: 16-18, 2008.
- ROGERS, H.M. Litterfall, decomposition and nutrient release in a lowland tropical rain forest, Morobe Province, Papua New Guinea. **Journal of Tropical Ecology** 18:449-456, 2002.
- SCRIVANTI, L.R.; ZUNNINO, M.P. & ZYGADLO, J.A. *Tagetes minuta* and *Schinus areira* essential oils as allelopathic agents. **Biochemical Systematics and Ecology** 31: 563-572, 2003.
- SILVERTOWN, J. Plant coexistence and the niche. **Trends in Ecology & Evolution** 19: 605–611, 2004.
- SIMBERLOFF, D. Impacts of introduced species in the United States. **Consequences, The Nature and Implications of Environmental Change** 2:13–22, 1996.
- SVENNING, J.C. Small canopy gaps influence plant distribution in the Rain forest understory. **Biotropica** 32(2): 252-261, 2000.
- TAKAI, M.; OGIHARA, Y. & SHIBATA, S. New peptide alkaloids from *Hovenia dulcis* and *Hovenia tomentella*. **Phytochemistry** 12: 2985-2986, 1973.
- VASCONCELOS, H.L. & LUIZÃO, F.J. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. **Ecological Application** 14: 884-892, 2004.
- VITOUSEK P.M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology** 65: 285-298, 1984.
- VITOUSEK, P.M.; D.ANTONIO, C.; LOOPE, L.L. & WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist** 84: 468-478, 1996.
- WILLIAMSON, M. **Biological invasions**. London, Chapman & Hall. 1996.
- WILLIAMSON, M.H. & FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological conservation** 78: 163-170, 1996.
- ZOLADESKI, C.A., & MAYCOCK, P.F. Dynamics of the boreal forest in Northwestern Ontario. **American Midland Naturalist** 124: 289–300, 1990.

ESPÉCIE DE ESTUDO

A espécie arbórea e caducifólia *Hovenia dulcis* Thunb. (Figura 1), da família Rhamnaceae, conhecida popularmente no Brasil como uva-do-japão, ocorre naturalmente entre as latitudes 25° e 41° Norte e as longitudes 100° e 142° Leste, na China (LEE 1935, EVREINOFF 1958, KOLLER & ALEXANDER 1979), Japão (KOLLER & ALEXANDER 1979, SHIRASAWA 1983) e Coréia (KOLLER & ALEXANDER 1979). A espécie ocorre em clima subtropical e em clima temperado quente e úmido. Em florestas decíduas de carvalho (*Quercus* spp) componente ocasional do estrato intermediário (RICHARDSON 1966).

Na China, ocorrem em altitudes entre 165 e 1350 m, com precipitação em torno de 850 a 2.000 mm, com chuvas concentradas no verão e temperatura média anual de 7° a 17° C (INSTITUTO HÓRUS 2010), e aparece como dominante nas comunidades florestais da Coréia do Sul (YUN & LEE 2002). No Brasil, encontra-se, sobretudo nos tipos climáticos *Cfa*, *Cfb* e *Cwa* (climas subtropicais) enquanto nas regiões de origem natural da espécie, ocorre em clima do tipo *Dwa* (clima temperado frio com inverno seco e com verão quente) segundo a classificação de Köppen.

Os indivíduos de *H. dulcis*, no sul do Brasil comumente apresentam alturas entre 10 m a 25 m; diâmetro a altura do peito (DAP) entre 20 cm a 50 cm (CARVALHO 1994). Na China, chegam a atingir 23 m de altura e 70 cm de DAP (KOLLER & ALEXANDER 1979). Possui tronco geralmente reto e cilíndrico, o fuste com até 8 m de comprimento. Sua ramificação é dicotômica, com copa globosa e ampla, com ramos pubescentes enquanto jovens. A casca com espessura total de até 15 mm, externa lisa a levemente fissurada, pardo-escura a cinza-escura e casca interna esbranquiçada (CARVALHO 1994).

Suas folhas são simples, alternas, curto-pecioladas, ovadas, acuminadas, um pouco oblíquas na base, agudo-serradas, 3-nervadas, com 10 cm a 15 cm de comprimento e 7 cm a 12 cm de largura, glabras na face adaxial e ligeiramente pubescentes na abaxial. Possuem estípulas lanceoladas, pilosas, caducas (CARVALHO 1994).

Suas flores são hermafroditas, pequenas, branco-esverdeada a creme, numerosas, dispostas em cimeiras axilares, raramente terminais, de até 10 cm de comprimento. Os visitantes florais e possíveis polinizadores são principalmente abelhas: *Apis mellifera*, *Melipona* sp. e *Plebeia* sp. (PIRANI & CORTOPASSI-LAURINO 1993). No Brasil floresce de agosto a fevereiro e apresenta frutos maduros de março a outubro. No Rio Grande do Sul a frutificação inicia entre 3 a 4 anos de vida e a queda das folhas ocorre de abril-março até fim de agosto (INSTITUTO HÓRUS 2010).

Apresenta característica de planta intolerante ao sombreamento, sendo caracterizada como pioneira (LORENZI 2002).

O fruto é uma pequena cápsula globosa seca de 6 mm a 7 mm de diâmetro, contendo 2 a 4 sementes, preso ao pedúnculo cor de canela, que se torna espessado e carnoso ao amadurecer, com sabor doce e agradável. A semente possui coloração alaranjada ou avermelhada quando recém-colhida e passando para marrom e preta com o tempo, mais ou menos circular, de 4 mm a 8 mm de diâmetro (CARVALHO 1994).

A dispersão das sementes de *H. dulcis* é zoocórica. Os principais dispersores são mamíferos de médio porte, como os tatus dos gêneros *Dasypus* e *Euphractus* (CARVALHO 1994), o graxaim-do-mato *Cerdocyon thous* (BORBA 2000) e o gambá-de-orelha-branca *Didelphis albiventris* (CÁCERES & MONTEIRO-FILHO 2001). As sementes podem apresentar dormência tegumentar, no entanto, sementes sem tratamento pré-germinativo apresentam germinação de até 100%. Assim a passagem das sementes pelo trato digestivo de frugívoros provavelmente ajuda na quebra desta dormência (CARVALHO 1994). Ainda, foi observado por PEREIRA *et al.* (2010) que sementes de *H. dulcis* armazenadas em ambiente apresentam-se viáveis a germinação por até 40 dias após a colheita dos frutos. Estas características podem facilitar sua germinação e longevidade no banco de sementes em uma floresta em regeneração.

A espécie *Hovenia dulcis* foi introduzida no Brasil por motivos principalmente econômicos, sendo amplamente cultivada para fins de interesse florestal na produção de madeira, fins ornamentais, como quebra-vento e sombra e horticultura. Ainda era usada para recuperação de áreas degradadas e na culinária é usada para fazer geléia.

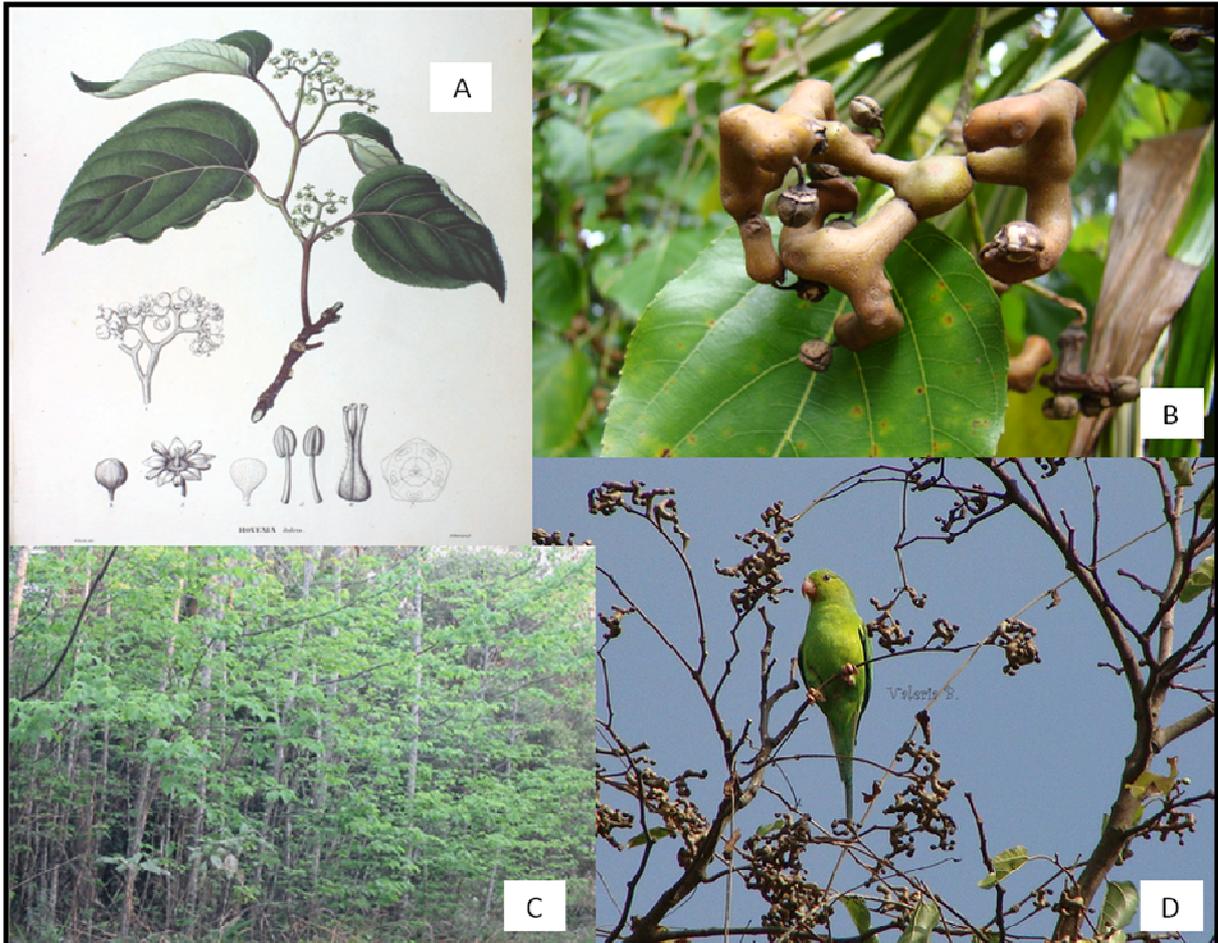


Figura 1: *Hovenia dulcis*: Ramos, flores e sementes (A). Detalhe dos frutos presos ao pedúnculo carnoso (B). Área invadida pela uva-do-japão (C). Árvore durante o período decidual, apenas os pseudofrutos dominam a copa (D).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BORBA, E.L. **Dispersão e germinação de sementes ingeridas de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) por *Dusicyon thous* (Canidae: Mammalia)**. Departamento de Botânica/ICB – UFMG. Minas Gerais, 2000.
- CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a Forest Fragment of Southern Brazil. **Studies on neotropical Fauna & Environment**, 36: 85-92, 2001.
- CARVALHO, P.E.R. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). Colombo: **EMBRAPA-CNPFlorestas, Circular Técnica**, 23, 24p., 1994.
- EVREINOFF, V.A. Notes sur *Hovenia dulcis* Thunberg **Journal of Agricultural and Tropical Botany Applications [JATBA]** 5: 487-490, 1958.
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. [Online] **Exóticas Invasoras: Fichas técnicas**. Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm, 2010.
- KOLLER, G.L. & ALEXANDER III, J.H. The raisin tree - its use, hardiness and size. **Arnoldia** 39: 7-15, 1979.
- LEE, S.C. **Forest botany of China**. Shanghai: The Commercial Press, 991p. p.805-807, 1935.
- LORENZI, H. 2002. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. (4ªed.). Instituto Plantarum, Nova Odessa, v.1, 384p.
- PEREIRA G.P., CARVALHO, R.I.N. & BIASI L.A. Qualidade fisiológica de sementes de uva-do-japão após envelhecimento acelerado e armazenamento. **Acta Scientiarum. Agronomy Maringá** 32, 3: 527-532, 2010.
- PIRANI, J.R. & CORTOPASSI-LAURINO, M. **Flores e abelhas em São Paulo**. São Paulo: Edusp/Fapesp, 1993. 192p.
- RICHARDSON, S.D. **Forestry in communist China**. Baltimore: J. Hopkins Press. 237p., 1966.
- SHIRASAWA, Y. **Common trees of Japan**. Tokyo: Kohdansha, 397 p. 221, 292, 293, 1983.
- YUN C.W., LEE B.C. Vegetation structure of *Hovenia dulcis* community in South Korea. **Korean J Ecol** 25(2):93–99, 2002.

ÁREA DE ESTUDO

As áreas de estudo estão inseridas na Reserva Biológica da Serra Geral (RBSG, 29°32' a 29°38' S; 50°08' a 50°13' W). A reserva está localizada nos municípios de Maquiné, Terra de Areia e Itati, encravada nos contrafortes da Serra Geral no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 1). A vegetação é caracterizada pela Floresta Ombrófila Densa, estando as áreas amostradas em estágio secundário de regeneração e entre as cotas altimétricas de 400 a 750 m

O clima regional varia em função de fatores como a altitude e a conformação do relevo. Segundo a classificação de Köppen (PEEL *et al.* 2007), no vale do rio Maquiné o clima é do tipo *Cfa*, ou seja, mesotérmico úmido sem estação seca definida e com verão quente. A temperatura média anual está entre 18° e 20° C e a precipitação anual é relativamente elevada (1.400 a 1.800 mm), havendo uma grande incidência de dias chuvosos ao longo do ano (BECKER *et al.* 2004). Já no topo do Planalto basáltico, em altitudes próximas dos 1.000 m, se distingue do tipo anterior por apresentar verões brandos (temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C). A temperatura média anual está entre 14° e 16°C e a pluviosidade é consideravelmente maior do que nas planícies litorâneas adjacentes, ultrapassando os 2.000 mm anuais (BECKER *et al.* 2004).

A RBSG abriga em suas áreas nascentes de cursos de água em altitudes entre 800 e 1.000 m acima do nível do mar que alimentam os rios Maquiné e Três Forquilhas. A Unidade de Conservação resguarda ainda um dos mais bem preservados remanescentes de Mata Atlântica do Rio Grande do Sul, sendo de inestimável valor como testemunho da condição original desse ecossistema e como banco genético de suas espécies vegetais mais características, muitas delas de reconhecida importância econômica, ornamental e medicinal (SEMA 2008).

As áreas estudadas são pertencentes à região fitoecológica da Mata Atlântica *stricto sensu*, caracterizadas como Floresta Ombrófila Densa secundária com aproximadamente 30 a 40 anos de regeneração, que sofreram perturbações de vários tipos, como corte seletivo, plantações de feijão e milho e criação de gado. Segundo BROWN & LUGO (1990), florestas secundárias são aquelas que foram formadas a partir de impactos gerados por ações antrópicas ou por agentes naturais.

Segundo o Plano de Manejo da Reserva Biológica da Serra Geral, *Hovenia dulcis* foi introduzida na região por interesse florestal, para fins ornamentais, quebra-vento, forrageira para o gado, produção de madeira e ainda para a recuperação de áreas degradadas. Esta espécie está muito disseminada por todo o vale do rio Maquiné e região, ocupando áreas alteradas com capoeiras e matas secundárias até o terço superior das encostas, onde pode formar densos agrupamentos atingindo porte que sobressai o dossel (SEMA 2008).

No interior da RBSG, *H. dulcis* está disseminada com maior densidade nas áreas em recuperação nos vales do arroio Ligeiro e Encantado, não ocorrendo floresta onde a vegetação não foi alterada. No entanto, a zona de amortecimento da reserva apresenta grande quantidade de indivíduos que podem servir como fonte de propágulos que se dispersam através da fauna. Nas encostas do vale e nas matas ciliares do arroio Encantado, *H. dulcis* foi observada ocorrendo abundantemente, de tal forma que, onde a vegetação foi completamente removida, crescem lado-a-lado, mudas estioladas, induzindo ao aspecto de uma monocultura arbórea. Em virtude disto, foram previstas ações no Plano de Manejo da Reserva na tentativa de erradicar, gradativamente, os indivíduos de *H. dulcis* nos distintos estágios sucessionais em que se encontra a espécie, além da proibição de introduzir novos indivíduos (PLANO DE MANEJO RBSG 2008).

Histórico das áreas amostradas. As áreas onde foram feitos os levantamentos, apesar de terem sido exploradas no passado por produtores rurais para plantações de feijão, milho, criação de gado ou terem sofrido a retirada de madeira ou algum outro tipo de extrativismo, se encontram em estágio avançado de regeneração, sendo muitas vezes confundidas com os remanescentes florestais bem preservados (Figura 2). Esse estágio de regeneração em que se encontram as áreas deve-se principalmente ao abandono das áreas as quais passaram a integrar a Unidade de Conservação, associada à dificuldade de acesso em função da topografia acidentada das escarpas, que em alguns casos, apresentam declividades superiores a 45°, sendo designadas, portanto, áreas de preservação permanente segundo o Código Florestal Federal – Lei 4771/65. Segundo BECKER *et al.* (2004), cerca de 70% da área da bacia do rio Maquiné está ou já foi altamente alterada pela substituição da cobertura florestal pela agricultura. Atualmente, parece haver um processo de recuperação da vegetação, uma vez que amplas áreas estão ocupadas por vegetação secundária em estádios sucessionais intermediários (34,8%) ou avançados (20,2%), particularmente na região da Floresta Montana.

Enquadramento fitogeográfico e fitoecológico. Fitogeograficamente, a RBSG está inserida na Província Atlântica (RIZZINI 1963; CABRERA & WILLINK 1980), que abrange as diversas formações relacionadas ao Domínio da Mata Atlântica. Segundo a classificação fitoecológica proposta por TEIXEIRA *et al.* (1986), a RBSG encontra-se no âmbito geográfico de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista (floresta com araucária) e da Floresta Ombrófila Densa submontana e montana (Mata Atlântica de encosta). Segundo a classificação fisionômico-ecológica das formações vegetais neotropicais, a RBSG insere-se na região ecológica da Floresta Ombrófila Densa, ou Mata Atlântica (VELOSO *et al.* 1991). A vegetação natural nesta região integra o Domínio da Floresta Atlântica, que abriga uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil e do mundo e é considerada uma das florestas e biomas mais ameaçados do mundo (IUCN 1986). Os altos níveis de

riqueza e endemismo, associados à destruição sofrida no passado, incluíram a Floresta Atlântica definitivamente no cenário mundial como um dos 34 *hotspots* de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.* 2004).

Aspectos gerais da vegetação. Na Região Sul, a Floresta Ombrófila Densa, ou Mata Atlântica *stricto sensu*, caracteriza-se por apresentar elementos latifoliados estritamente associados aos maiores índices termo-pluviométricos na zona costeira (SUDESUL, 1978). Conforme a zonação altitudinal definida por VELOSO *et al.* (1991), a Floresta Ombrófila Densa na RBSG, que ocorre entre as altitudes de 200 a 980 m, pode ser classificada em submontana (entre 200 e 400 m) e montana (entre 400 e 980 m).

Segundo o levantamento da vegetação da RBSG presente no Plano de Manejo (SEMA 2008), as espécies arbóreas de dossel alcançam cerca de 30 m de altura. Este estrato, porém é descontínuo e variável quanto à densidade e altura. Espécies representativas deste estrato são *Magnolia ovata*, *Erythrina falcata*, *Ficus* spp., *Jacaranda puberula*, *Endlicheria paniculata*, *Brosimum glazioui*, *Sloanea monosperma* e *Cedrela fissilis*. O sub-bosque inclui árvores de até cerca de 10 m de altura. O palmiteiro (*Euterpe edulis*) é um elemento característico neste estrato, que tem como outras espécies representativas: *Calyptrocalyx grandifolia*, *Eugenia schuechiana*, *Myrcia anacardiifolia*, *M. glabra*, *Mollinedia schottiana*, *Garcinia gardneriana*, *Posoqueria latifolia*, *Psychotria suterella*, *Guarea macrophylla*, *Meliosma sellowii*. No estrato intermediário do sub-bosque até cerca de 3 m de altura ocorrem representantes da família das palmeiras, como *Bactris setosa*, *Geonoma gamiova* e *G. schottiana*, samambaias arborescentes, como *Dicksonia sellowiana* e *Alsophila setosa*, além de *Piper arboreum* e *Trichilia elegans*.

A Floresta Ombrófila Densa secundária em estágio avançado de regeneração presente sobre as encostas da RBSG é muito similar à floresta primária, porém tem poucas espécies climáticas e muitas representativas dos estádios secundários iniciais e tardios. Como espécies características podem ser referidas *Cabralea canjerana*, *Guapira opposita*, *Hieronyma alchorneoides*, *Nectandra megapotamica*, *N. oppositifolia*, *Ocotea puberula*, *Coussapoa microcarpa*, *Alchornea triplinervia*, *Allophylus edulis* e *Cupania vernalis*.

**Projeto Conservação da Mata Atlântica
Reserva Biológica da Serra Geral
Mapa 01 - Enquadramento Regional**

- Legenda**
- Reserva Biológica - Serra Geral
 - Municípios - RBSG
 - Limites Municipais
 - Barra do Ouro - Sede administrativa da RBSG
 - Sedes municipais
 - Rodovias principais
 - Cursos d'água
 - Lagos e lagoas
 - Terrenos sujeitos à inundação



Escala 1:250.000



Projeção Universal Transversa de Mercator
DATUM HORIZONTAL - SAD 69 (BRASILUBCE)
Acréscimos as constantes: 10.000 km e 500 km respectivamente.
Fuso 22S

Fonte: Departamento de Geografia - Instituto de Geociências - UFRGS

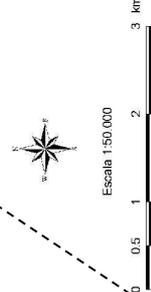
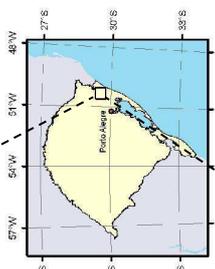


**Figura 1: Enq
de Manejo (SE**

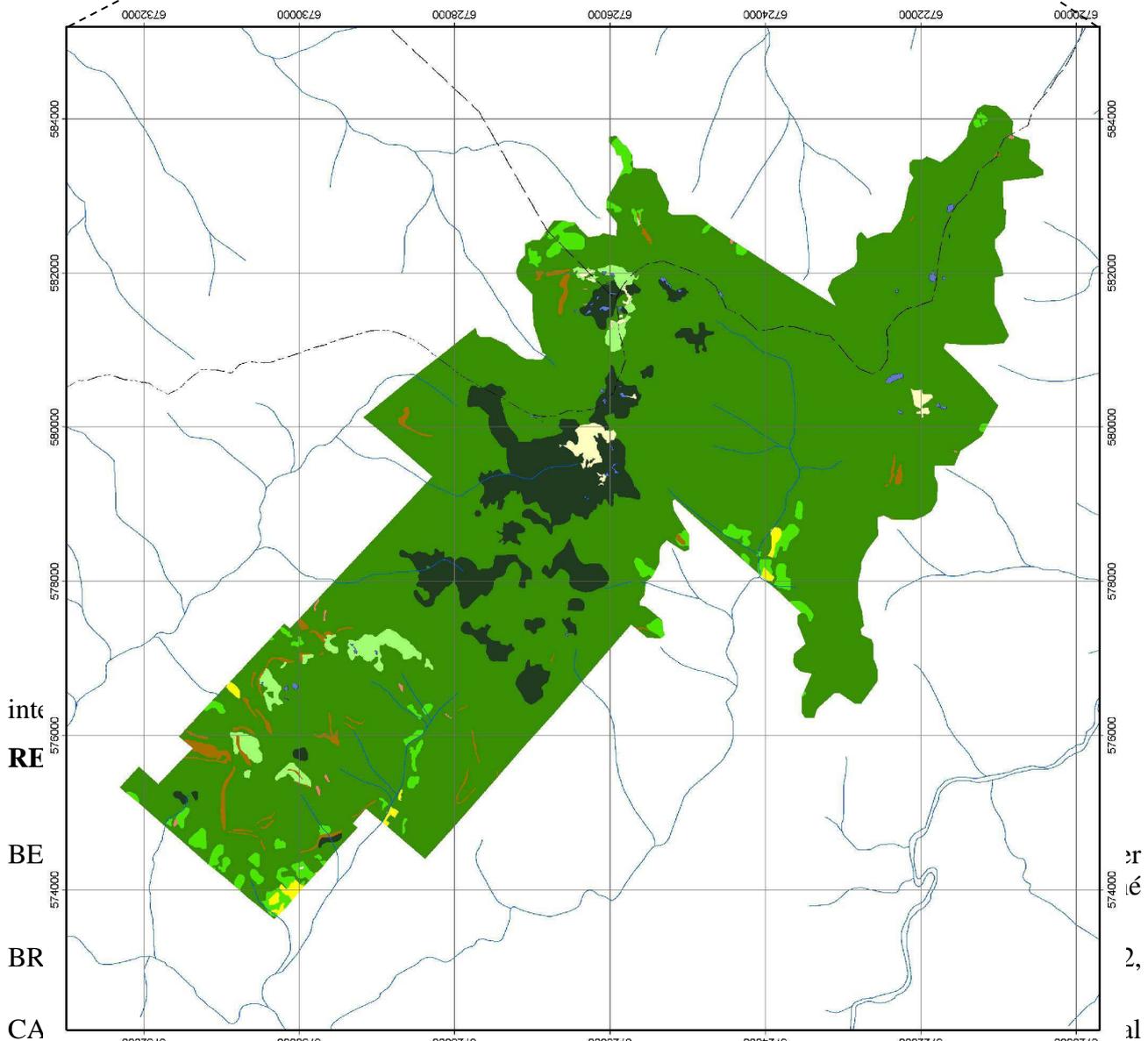


**Projeto Conservação da Mata Atlântica
Reserva Biológica da Serra Geral
Mapa 07 - Uso e Cobertura da Terra**

- Classe**
- Floresta Ombrófila Mista
 - Floresta Ombrófila Densa
 - Floresta Ombrófila densa secundária em estágio avançado
 - Floresta Ombrófila secundária em estágio médio
 - Vegetação rupestre
 - Turfeira
 - Campo
 - Agricultura
 - Solo exposto
 - Construção



Projeção Universal Transversa de Mercator
DATUM HORIZONTAL: SAD 69 (BRASIL/IBGE)
Aeroidades: as constantes: -10.000 km e 630 km respectivamente.
Fuso: 22S
Interpretação da ortofotomagem QuickBird de 03/01/2004
Aerofotos obliquas de pequeno formato de 03/04/2008



CA
BR
BE
RE
inte

al
2,
r é

Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, 1980.

IUCN **Red List of Threatened Plants**. IUCN, Gland and Cambridge, 1986.

- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J. & FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited**. Mexico City, CEMEX, 2004.
- PEEL, M.; FINLAYSON, B. & MCMAHON, E.T. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences** 11: 1633-1644, 2007.
- RIZZINI, C.T. A flora do cerrado, análise florística das savanas Centrais. In: **SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO**. São Paulo: Universidade de São Paulo/ Edgard Blücher, 1963. p.125-177. 1963.
- SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Estadual da Serra Geral**. Departamento de Florestas e Áreas Protegidas Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Projeto Conservação da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul. p. 235, 2008.
- SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DA REGIÃO SUL (SUDESUL). **Vegetação natural da Região Sul**. [s.l., s.ed.], Mapa temático, 1978.
- TEIXEIRA, M.B.; COURA NETO, A.B.; PASTORE, U. & RANGEL FILHO, A.L.R. Vegetação. In: **Levantamento de recursos naturais**. Rio de Janeiro, IBGE. 33: 541-620, 1986.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro, 1991.

CAPÍTULO I

Riqueza, estrutura e composição de espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Densa secundária invadida por *Hovenia dulcis* Thunb. no sul do Brasil.

1. INTRODUÇÃO

O impacto das espécies exóticas invasoras sobre as espécies nativas nas comunidades e nos ecossistemas tem sido amplamente reconhecido há décadas (ELTON 1958, LODGE 1993; SIMBERLOFF 1996), sendo uma causa importante das mudanças na diversidade global (VITOUSEK *et al.* 1996). Espécies exóticas invasoras são aquelas cuja colonização e estabelecimento em uma determinada área, que não seja de sua distribuição natural, esteja em expansão. Estas espécies aumentam consideravelmente suas populações ocasionando perdas econômicas e biológicas, afetando assim a estrutura e função da comunidade e dos ecossistemas invadidos (WILLIAMSON & FITTER 1996).

Estas espécies são frequentemente capazes de causar impactos sobre as populações nativas, alterando padrões de fluxo gênico e hibridização, riqueza e diversidade (PARKER *et al.* 1999). Portanto, a propagação destas espécies, difundindo-se e alterando habitats, tem sido considerada uma das principais ameaças à biodiversidade (D'ANTONIO & VITOUSEK 1992, GOODWIN *et al.* 1999). Este aumento da comunidade de plantas exóticas pode ser devido a características ecológicas que as tornam de rápida disseminação nos ecossistemas invadidos e boa competição pelos recursos disponíveis (D'ANTONIO & VITOUSEK 1992).

O sucesso de colonização e invasão das plantas exóticas é afetado por diferentes fatores (VILA *et al.* 2007), desde a chegada ao local através da dispersão de sementes, a germinação e a sobrevivência das plântulas (TRAVESET 1994). As variações das condições bióticas e abióticas nas diferentes comunidades invadidas contribuem com a limitação da colonização por espécies invasoras (ROUGET & RICHARDSON 2003). Portanto o sucesso na invasão é determinado pelas características do invasor e da comunidade invadida (LODGE 1993, WILLIAMSON 1996).

Plantas invasoras são, geralmente, pioneiras, podendo invadir tanto áreas de campo como florestas. Características de rápido crescimento, maturação precoce, longos períodos de floração e frutificação, eficiência na dispersão de sementes de pequeno tamanho com altas taxas de germinação, além da formação de banco de sementes, contribuem com o sucesso de invasão por plantas exóticas (REJMANÉK & RICHARDSON 1996).

As características dos ecossistemas tornam estes mais suscetíveis ou não à invasão por plantas exóticas. Quanto maior o grau de perturbação de um ecossistema natural, maior o potencial de dispersão e estabelecimento de plantas exóticas, especialmente após a redução da diversidade natural pela retirada de espécies ou exploração excessiva da comunidade (DAVIS *et al.* 2000). A remoção de indivíduos aumenta temporariamente a disponibilidade de recursos que podem ser aproveitados por outras espécies, incluindo as invasoras (DAVIS *et al.* 2000). Caso haja sementes de espécies exóticas presentes, estas podem ter seu estabelecimento facilitado durante este período.

As espécies invasoras ao se estabelecerem nos ambientes têm a tendência de alterar a riqueza das comunidades (REJMÁNEK & ROSÉN 1992, HAGER & MCCOY 1998, PARKER *et al.* 1999, MEINERS *et al.* 2001), ocupando nichos disponíveis ao estabelecimento de espécies nativas. Por isso, a substituição de espécies nativas por plantas invasoras em ambientes em regeneração tem sido sugerida como o mais forte impacto da invasão (HAGER & MCCOY 1998, PARKER *et al.* 1999, LEVINE *et al.* 2003). No entanto, a invasão por plantas nas comunidades florestais têm sido documentado para poucas espécies e a maioria é apenas especulatória (PARKER *et al.* 1999, LEVINE *et al.* 2003).

Dentro das comunidades naturais, a riqueza de espécies é um balanço entre a colonização e a taxa de extinção (MACARTHUR & WILSON 1967). Portanto, se uma espécie invasora causa mudanças na riqueza de espécies da comunidade local (diversidade alfa), esta mudança irá se refletir na taxas de substituição entre espécies (*turnover*) (LEVINS 1969, OUBORG 1993, HUSBAND & BARRETT 1996, BLOMQUIST *et al.* 2003). Em longo prazo, este processo pode diminuir a quantidade de espécies nativas a ponto de haver uma homogeneidade da flora, com predomínio da espécie invasora (HASUI & HÖFLING 1998).

Dentre as espécies exóticas que invadem ambientes florestais no Brasil, *Hovenia dulcis* Thunb. é invasora freqüente em ambientes florestais que sofreram alterações. Existem registros de invasão por esta espécie nos três estados da Região Sul. No Rio Grande do Sul, já foi registrada em praticamente todo o território: regiões fisiográficas da Serra do Sudeste, Depressão Central, Encosta Inferior do Nordeste, Encosta Superior Nordeste e Campos de Cima Serra, sob as formações de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual e Decidual (INSTITUTO HÓRUS 2010).

Sendo a invasão por espécies de plantas exóticas um fator de risco para as comunidades nativas, estudos sobre a riqueza, estrutura e composição de espécies em florestas em regeneração são importantes para se avaliar a influencia das invasoras sobre o recrutamento e regeneração das comunidades vegetais. Assim, este trabalho procurou responder às seguintes questões em uma unidade de conservação no sul do Brasil: quais os parâmetros fitossociológicos em áreas de floresta secundária em regeneração com e sem a invasão de *H. dulcis*? Existe diferença entre a riqueza, estrutura e composição de espécies arbóreas em floresta secundária em regeneração onde ocorre a presença de *H. dulcis* em relação a áreas sem esta espécie invasora?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

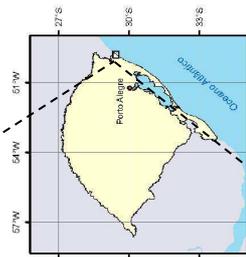
2.1. Levantamento da estrutura fitossociológica

Para avaliar os parâmetros fitossociológicos em áreas de floresta secundária que sofreram a invasão por *Hovenia dulcis* e área que não sofreram a invasão desta espécie durante o processo de sucessão, foram selecionadas três áreas de floresta secundária invadidas por *H. dulcis* e três áreas sem a invasão desta espécie. Para tanto se procurou amostrar áreas que apresentassem históricos de perturbação e tempo de abandono equivalente, com o intuito de se assemelharem o máximo possível quanto a estrutura de floresta secundária. Portanto, “áreas com *H. dulcis*” significam, áreas em que houve a invasão por esta espécie, enquanto “áreas sem *H. dulcis*”, são áreas controle, onde o processo de sucessão secundária foi concomitante a invasão da espécie exótica. Três áreas com e uma área sem *H. dulcis* estão localizadas no Vale do Rio Ligeiro e duas áreas sem *H. dulcis* estão localizadas no Vale da Encantada (Figura 1). As áreas presentes no Vale do Rio Ligeiro estão distantes em linha reta aproximadamente 6 km das áreas presentes no Vale da Encantada. A distância entre áreas de amostragens no mesmo Vale foi de aproximadamente 500 m uma da outra. Cabe ressaltar que as seis áreas de amostragem encontram-se nas encostas dos vales formados pela escarpa da Serra Geral, em altitudes entre 400 a 750 m, por isso classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO *et al.* 1991). O estrato arbóreo foi amostrado em cada uma das seis áreas de amostragem utilizando 10 (dez) transecções de 100 m dispostos paralelamente e distantes 20 m entre si. Em cada transecto foram aleatorizados cinco pontos onde o método do quadrante centrado em um ponto foi utilizado (KREBS 1989). Em cada ponto quadrante foram amostrados os quatro vegetais mais próximos e, para cada um deles, foi medida a distância até o ponto, o Diâmetro à altura do peito (DAP) e registrada a espécie. Foram considerados os indivíduos com $DAP \geq 0,3$ cm em função de se tratar de floresta em estágio médio a avançado de regeneração. A identificação das espécies foi realizada sempre que possível com base na coleta de material em estágio vegetativo, sendo os demais indivíduos identificados *in loco*. O material botânico foi organizado em exsicatas e enviado ao Herbário PACA. A identificação do material vegetativo foi realizada segundo SOBRAL *et al.* (2006) e comparação com material de herbário.

**Projeto Conservação da Mata Atlântica
Reserva Biológica da Serra Geral
Mapa 10 - Zoneamento**

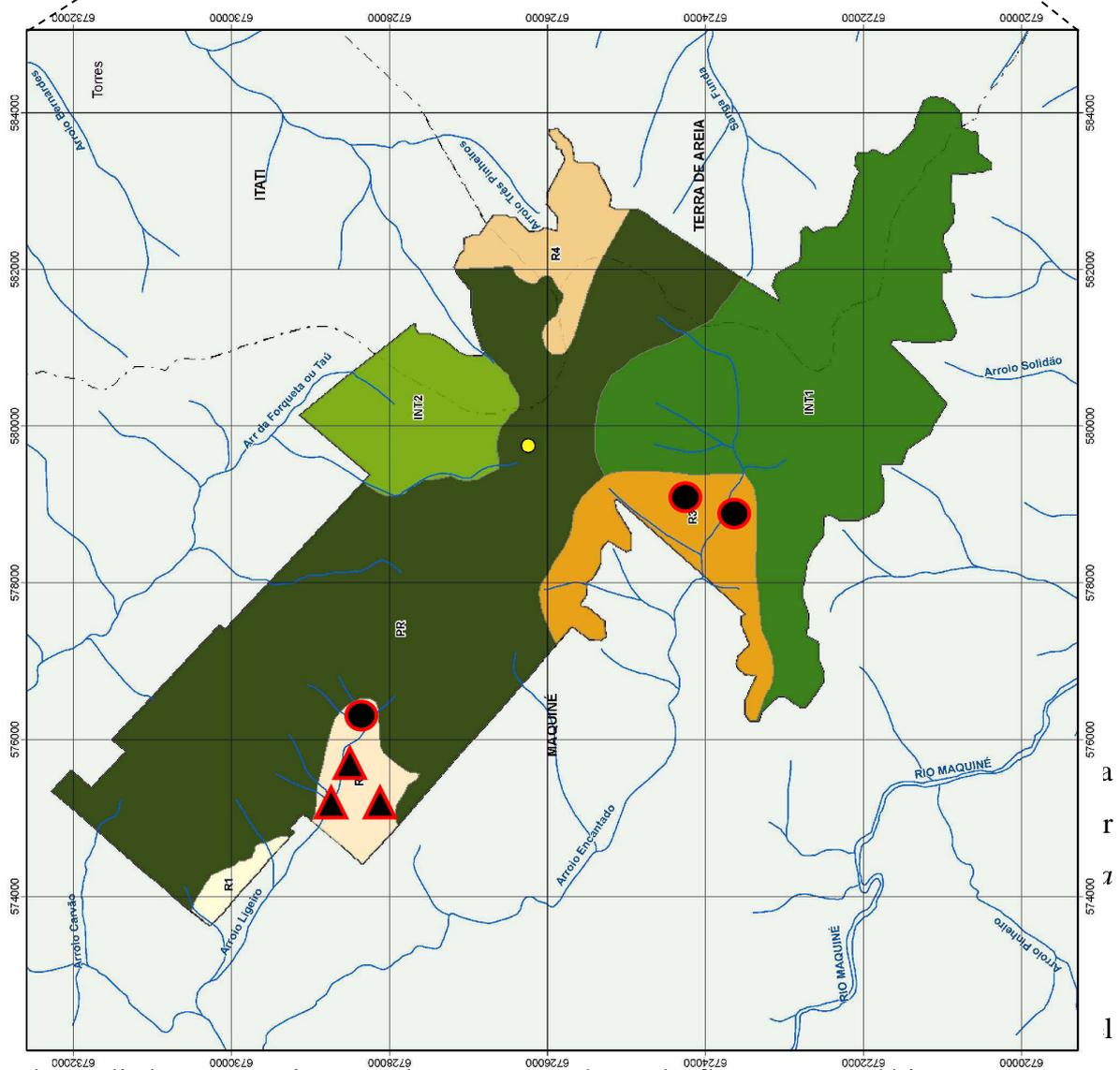
- ZONEAMENTO**
- PR - Primitiva
 - INT1 - Zona Intangível 1
 - INT2 - Zona Intangível 2
 - R1 - Zona de Recuperação 1
 - R2 - Zona de Recuperação 2
 - R3 - Zona de Recuperação 3
 - R4 - Zona de Recuperação 4
 - Usa especial

- Acessos
- Localidades
- Hidrografia



Escala 1:50.000
0 500 1.000 2.000 3.000 Metros

Projeção Universal Transversa de Mercator
DATUM HORIZONTAL: SAD 69 (BRASILUBGE)
Acrósscias de contêstiles: 10.000 m e 500 m respectivamente.
Fuso 22S
Ortoimgem QuicBrid - Bancas 3, 2, 1 de setembro de 2004
Fonte: DEFAP/FEPAN/FZB



Serra C
Hoveni
dulcis.

2007, sendo avaliados os seguintes parâmetros para áreas de floresta secundária com e sem a invasão de *H. dulcis*: Frequência Absoluta e Relativa, Densidade Total Por Área, Densidade Absoluta e Relativa, Área Basal Total, Dominância Absoluta e Relativa, Índice de Valor de Importância, Índice de Valor de Cobertura, todos descritos em MUELLER-DOMBOIS &

ELLENBERG (1974). A diversidade ecológica foi calculada para as seis áreas segundo o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, H' e Equabilidade de Pielou, J' (KREBS 1989).

Para comparar a riqueza de espécies entre áreas com e sem *H. dulcis* foi utilizada a ANOVA não paramétrica, o teste de Kruskal-Wallis (ZAR 1996). As variáveis estruturais de densidade e área basal foram comparadas usando-se a análise multivariada semi-paramétrica (PERMANOVA) de ANDERSON (2001) no Programa estatístico R, pacote Vegan, utilizando Distância Ecológica Euclidiana. Tanto a riqueza, quanto as variáveis estruturais foram comparadas entre áreas de floresta secundária com e sem a invasão por *H. dulcis*, primeiramente incluindo os indivíduos desta espécie invasora e, em seguida, retirando estes indivíduos da análise. A retirada dos indivíduos da espécie invasora foi feita para se testar se a riqueza e a estrutura não estavam variando devido a presença de *H. dulcis*.

A composição de espécies entre áreas de floresta secundária com e sem a invasão por *H. dulcis* foi comparada também, através da PERMANOVA. Posteriormente, os gradientes de ordenação das espécies foram obtidos com *nonmetric MDS* (NMDS) a partir do programa estatístico R. *Nonmetric MDS* é baseado apenas na ordem de ranqueamento de dissimilaridades e tem como objetivo criar a representação de objetos com baixa dimensionalidade (LEGENDRE & LEGENDRE 1998).

3. RESULTADOS

3.1. Florística

Foram amostrados 1.200 indivíduos nas seis áreas de floresta secundária, sendo 95 espécies arbóreas distribuídas em 78 gêneros e 42 famílias. As famílias com maior riqueza de espécies foram Myrtaceae (9), Fabaceae (7), Moraceae (7) e Meliaceae (6) e as que apresentaram maior abundância

foram Meliaceae (222), Fabaceae (135) e Lauraceae (129). As espécies que mais se destacaram em número de indivíduos foram *Cabrlea canjerana* (Vell.) Mart., *Casearia sylvestris* Sw., *Inga marginata* Willd. e *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltl. (Tabelas 1 e 2).

Nas áreas com *H. dulcis*, foram amostradas 70 espécies distribuídas em 60 gêneros e 34 famílias, enquanto nas áreas sem esta árvore exótica foram amostradas 63 espécies em 57 gêneros e 31 famílias (Tabela 1). As famílias de maior riqueza específica nas áreas com *H. dulcis* foram Moraceae (7), Fabaceae (6), Meliaceae (6) e Myrtaceae (6) (Figura 2A) e as com maior abundância, Meliaceae (114), Fabaceae (79), Salicaceae (53) e Lauraceae (51) (Figura 3A). No entanto, as famílias com maior riqueza nas áreas sem *H. dulcis* foram Myrtaceae (7), Meliaceae (5), Euphorbiaceae (5) e Lauraceae (4) (Figura 2B), e as com maior abundância, Meliaceae (108), Lauraceae (78), Fabaceae (56) e Rubiaceae (56) (Figura 3B). Tanto nas áreas com como nas sem *H. dulcis*, a espécie com mais indivíduos amostrados foi *Cabrlea canjerana*, seguida de *Casearia sylvestris*, *Annona rugulosa* Schltl., *Psychotria leiocarpa*, e *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr., respectivamente.

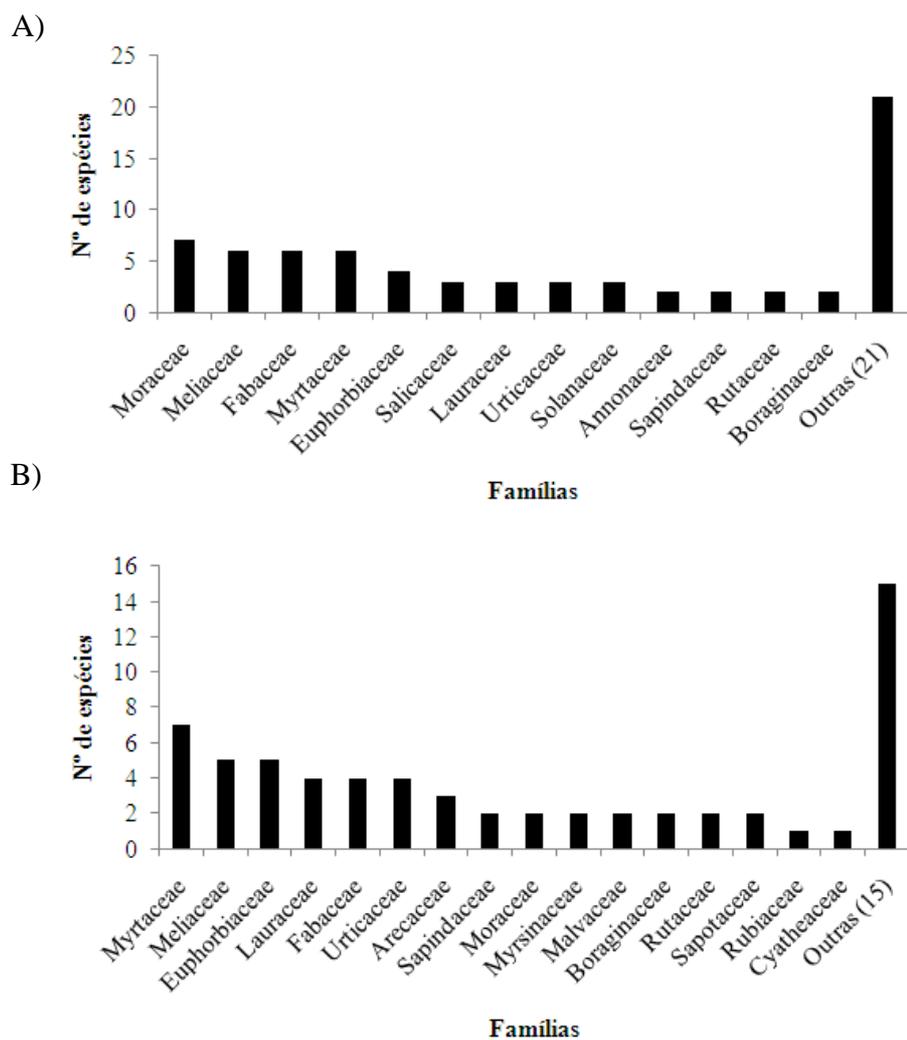


Figura 2. Riqueza específica por família botânica em áreas de floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis* (A) e áreas sem a invasão desta árvore exótica (B).

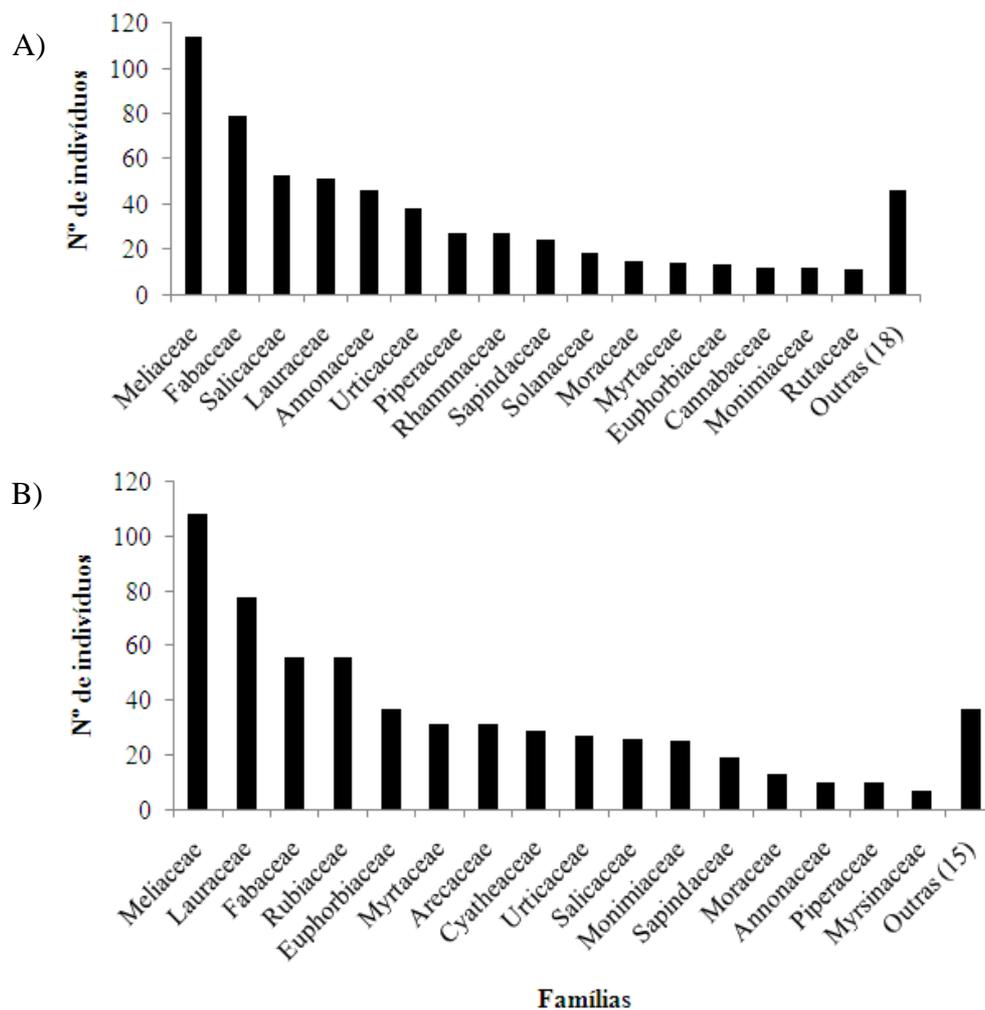


Figura 3. Abundância total por família botânica em áreas de floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis* (A) e áreas sem a invasão desta árvore exótica (B).

3.2. Fitossociologia

Os parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado nas áreas de floresta secundária com e sem a invasão por *Hovenia dulcis* estão destacados no Apêndice A e B, respectivamente.

A densidade total por área foi de 2410 indivíduos/ha e 2715 indivíduos/ha nas áreas com e sem *H. dulcis*, respectivamente. A espécie com maior densidade e frequência, tanto absoluta quanto relativa, nas áreas com e sem *H. dulcis* foi *Cabranea canjerana*.

Hovenia dulcis foi a espécie que apresentou um dos maiores valores de densidade absoluta, com 108 indivíduos/ha, estando presente em 15% dos pontos amostrados, o que demonstra sua importância populacional nos ambientes invadidos. A área basal total do componente arbóreo nas áreas com *H. dulcis* foi de 10,75 m², enquanto que nas áreas sem *H. dulcis* a área basal total foi de 13,57 m². A espécie invasora está entre as espécies com maior área basal, com 1,25 m², representando 11,6% da área basal total do componente arbóreo na floresta secundária invadida.

Já nas áreas sem *H. dulcis*, *Alsophila setosa* Kaulf. e *Euterpe edulis* Mart., ambas espécies nativas classificadas como árvores de estágios sucessionais clímax, apresentaram densidade absoluta de 131 e 104 indivíduos/ha, respectivamente. Destaca-se que *Euterpe edulis* esteve presente em 14% dos pontos amostrados.

As espécies que obtiveram maior dominância absoluta nas áreas com a presença de *H. dulcis* foram: *Phytolacca dioica* L., *Cabranea canjerana*, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees e *H. dulcis*, enquanto nas áreas sem *H. dulcis* foram: *Cabranea canjerana*, *Ficus cestriifolia* Schott, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. e *Phytolacca dioica*. As espécies com maior dominância relativa nas áreas com *H. dulcis* foram: *Phytolacca dioica*, *Cabranea canjerana*, *Ocotea puberula* e *H. dulcis*. No entanto, nas áreas sem uva-do-japão, *Cabranea canjerana* apresentou a maior dominância relativa.

As espécies de maior índice de valor de importância (IVI) nas áreas de floresta secundária com invasão por *H. dulcis* foram: *Cabranea canjerana*, *Ocotea puberula*, *Casearia sylvestris* e *H. dulcis*. Enquanto nas áreas sem a espécie invasora as que mais se destacaram foram: *Cabranea canjerana*, *Ficus cestriifolia*, *Psychotria leiocarpa*, *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F. Macbr. e *Inga marginata* Willd.. Ambas as áreas apresentaram *Cabranea canjerana* como espécie mais importante quanto ao IVI devido ao número elevado de indivíduos amostrados nas duas áreas, que perfizeram um total de 176 indivíduos. No entanto,

cabe ressaltar a espécie invasora como quarta espécie no ranking de maiores IVI, devido aos seus altos valores de densidade, frequência e dominância.

H. dulcis esteve também entre as espécies que apresentaram maior índice de valor de cobertura (IVC) nas áreas onde estava presente. No entanto, *Cabralea canjerana* foi a espécie com maior IVC tanto nas áreas com, quanto nas áreas sem *H. dulcis* devido à sua grande densidade e dominância nestas áreas.

As variáveis estruturais não foram alteradas em função da presença da espécie invasora. A densidade absoluta não diferiu entre áreas com e sem *H. dulcis*, tanto incluindo (PERMANOVA, $F = 0,116$; $P = 0,687$) como excluindo ($F = 0,017$; $P = 0,809$) os indivíduos desta espécie exótica das análises. A área basal também não diferiu entre áreas, tanto incluindo ($F = 0,428$; $P = 1,0$) quanto excluindo ($F = 1,072$; $P = 0,405$) os indivíduos desta espécie exótica das análises.

3.3. Diversidade

O Índice de Diversidade de Shannon (H') calculado para as áreas com e sem *H. dulcis* foi de 3,49 e 3,41nats, respectivamente. A equabilidade de Pielou (J') obtido para áreas com e sem *H. dulcis*, $J' = 0,54$ e $J' = 0,53$, respectivamente. Não houve diferença entre as áreas com e sem a presença da espécie exótica quanto à riqueza, tanto incluindo ($U = 6.0$, $gl = 4$, $p = 0,513$) como excluindo ($U = 6.0$, $gl = 4$, $p = 0,513$) os indivíduos de *H. dulcis* das análises.

Nas áreas com *H. dulcis* a riqueza foi de 70 espécies, quatro destas exóticas à flora brasileira (*H. dulcis*, *Tecoma stans*, *Citrus* sp. e *Morus nigra*), enquanto nas áreas sem a presença de *H. dulcis* a riqueza foi de 63 espécies e não houve a ocorrência de outras espécies exóticas na amostragem. Além disso, espécies de reconhecida importância ecológica, econômica, ornamental ou medicinal, ocorrentes na Mata Atlântica como *Alsophila setosa*, *Euterpe edulis*, *Geonoma schottiana*, *Magnolia ovata*, *Coussapoa microcarpa*, *Erythrina falcata*, *Heisteria silvianii*, *Hieronyma alchorneoides*, *Psychotria leiocarpa* e *Endlicheria paniculata* não ocorreram nas áreas amostradas com a árvore exótica *H. dulcis*.

A composição de espécies entre áreas não se mostrou diferenciada em função da presença da espécie invasora, quando está foi tratada com única variável preditora do padrão de composição, demonstrando que a presença de *H. dulcis* não afeta claramente as outras espécies que ocorrem nestas áreas. Porém, quando se controlou o efeito de variações causadas por variáveis não mensuradas neste trabalho que são importantes fatores que influenciam a

dinâmica de sucessão florestal, com a heterogeneidade de cada área, variações nas condições ambientais, histórico de regeneração, pressão de propágulos e distúrbios, houve diferença na composição de espécies. Portanto a diferença é atribuída devido à presença de *H. dulcis* em conjunto com as variáveis do “sítio” (presença de *H. dulcis*, $F = 2,065$; $P = 0,046$; sítio, $F = 1,496$; $P = 0,195$; interação, $F = 1,256$; $P = 0,295$). Esta análise se assemelha a uma ANCOVA, sendo o “sítio” utilizado como uma co-variável. Estes resultados indicam que as variações florísticas entre as unidades amostrais são em parte determinadas pelas diferenças nas condições e histórico de cada local, e apenas secundariamente pela presença de *H. dulcis*.

O diagrama de ordenação (NMDS) das espécies nas áreas com e sem *H. dulcis* é apresentada na Figura 5. O número de eixos a partir do qual houve redução de estresse mínimo foram dois (Stress = 0,8). Na análise de ordenação, pode-se notar um distanciamento entre as espécies presentes nas áreas com e sem *H. dulcis*. Espécies que estiveram presentes apenas em áreas sem *H. dulcis*, como *Euterpe edulis* (Palmito) e *Alsophila setosa* (xaxim-de-espinho), estão representadas em um dos extremos do gradiente, enquanto no extremo oposto nota-se a presença de *H. dulcis* agrupando as áreas em que esta espécie está presente. No ponto mais central do gradiente, nota-se uma sobreposição de espécies ocorrentes tanto em áreas com e sem *H. dulcis*.

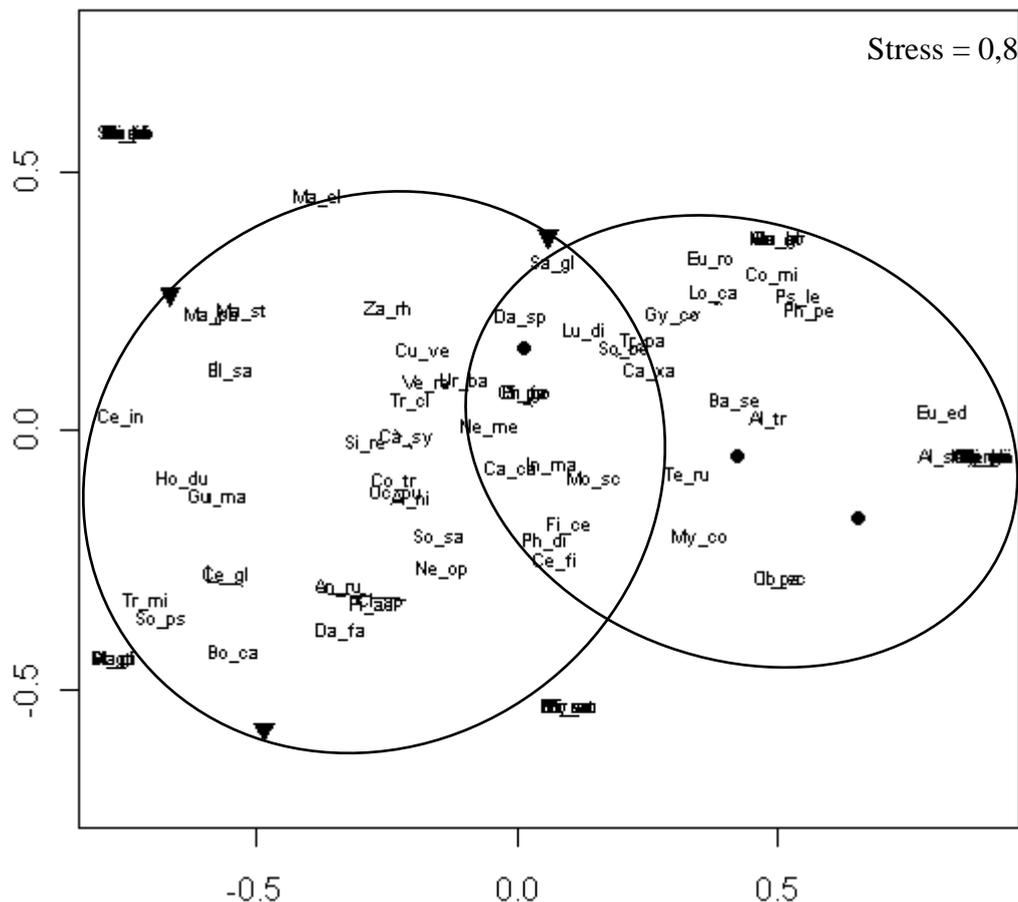


Figura 4. Plot da ordenação (*Non-metric MDS*) das espécies nas áreas de floresta secundária. Triângulos representam áreas com a árvore exótica *Hovenia dulcis* e círculos representam áreas sem. Legenda das espécies: Al_ni = *Albizia niopoides*; Al_tr = *Alchornea triplinervia*; Al_se = *Alsophila setosa*; An_ca = *Annona cacans*; An_ru = *A. rugulosa*; Ba_se = *Bactris setosa*; Ba_Pa = *Banara parviflora*; Ba_to = *B. tomentosa*; Ba_fo = *Bauhinia forficata*; Bl_sa = *Blepharocalyx salicifolius*; Bo_ca = *Boehmeria caudata*; Bo_gl = *Brosimum glaziovii*; Bu_kl = *Buchenavia kleinii*; Ca_ca = *Cabralea canjerana*; Ca_gr = *Calyptranthes grandiflora*; Ca_xa = *Campomanesia xanthocarpa*; Ca_di = *Capsicodendron dinisii*; Ca_sy = *Casearia sylvestris*; Ce_gl = *Cecropia glaziovi*; Ce_fi = *Cedrela fissilis*; Ce_in = *Cestrum intermedium*; Ch_go = *Chrysophyllum gonocarpum*; Ch_vi = *C. viride*; Ci_sp. = *Citrus sp.*; Co_ec = *Cordia ecalyculata*; Co_tr = *C. trichotoma*; Co_mi = *Coussapoa microcarpa*; Cu_ve = *Cupania vernalis*; Da_fa = *Daphnopsis fasciculata*; Da_sp = *Dasyphyllum spinescens*; Di_se = *Dicksonia sellowiana*; Di_in = *Diospyros inconstans*; Em_pa = *Endlicheria paniculata*; Er_fa = *Erythrina falcata*; Er_ar = *Erythroxyllum argentinum*; Eu_mu = *Eugenia multicostata*; Eu_ro = *E. rostrifolia*; Eu_sc = *E. schuchiana*; Eu_ed = *Euterpe edulis*; Fi_ad = *Ficus adhatodifolia*; Fi_ce = *F. cestrifolia*; Fi_in = *F. insípida*; Ge_sc = *Geonoma schottiana*; Gu_ma = *Guarea macrophylla*; Gy_co = *Gymnanthes concolor*; He_si = *Heisteria silvianii*; Hi_al = *Hieronyma alchorneoides*; Ho_du = *Hovenia dulcis*; Il_pa = *Ilex paraguariensis*; In_ma = *Inga marginata*; Lo_ca = *Lonchocarpus campestris*; Lu_di = *Luehea divaricata*; Ma_pa = *Machaerium paraguariense*; Ma_sp = *M. stipitatum*; Ma_ti = *Maclura tinctoria*; Ma_ov = *Magnolia ovata*; Ma_el = *Matayba elaeagnoides*; Ma_ev = *Maytenus evonymoides*; Mo_sc = *Mollinedia schottiana*; Mo_ni = *Morus nigra*; My_mi = *Myrceugenia miersiana*; My_at = *Myrrhinium atropurpureum*; My_co = *Myrsine coriacea*; My_um = *M. umbellata*; Ne_me = *Nectandra megapotamica*; Ne_op = *N. oppositifolia*; Oc_pu = *Ocotea puberula*; Pa_lo = *Pachystroma longifolium*; Ph_pe = *Phenax petiolaris*; Ph_di = *Phytolacca dioica*; Pi_pe = *Pilocarpus pennatifolius*; Pi_ad = *Piper aduncum*; Ps_gr = *Pseudobombax grandiflorus*; Ps_le = *Psychotria leiocarpa*; Sa_gl = *Sapium glandulosum*; Sc_mo = *Schefflera morototoni*; Si_re = *Siphoneugena reitzii*; Sl_gu = *Sloanea guianensis*; So_ps = *Solanum pseudoquina*; So_sa = *S. sanctaecatharinae*; So_bo = *Sorocea bonplandii*; Te_st = *Tecoma stans*; Te_ru = *Tetrorchidium rubrivenium*; Ti_se = *Tibouchina sellowiana*; Tr_mi = *Trema micrantha*; Tr_cl = *Trichilia claussenii*; Tr_le = *T. lepidota*; Tr_pa = *T. pallens*; Ur_ba = *Urera baccifera*; Ve_re = *Verbenoxylum reitzii*; Vi_me = *Vitex megapotamica*; Za_rh = *Zanthoxylum rhoifolium*.

4. DISCUSSÃO

4.1. Florística e fitossociologia

A grande densidade de indivíduos de *H. dulcis* demonstra sua importância nos ambientes invadidos estudados. *Hovenia dulcis* também apresentou os maiores valores de dominância, área basal e índice de valor de importância e cobertura nas áreas de floresta secundária do tipo Ombrófila Densa onde ocorre como invasora. Isso significa que a espécie invasora apresenta alto domínio sobre a estrutura da floresta invadida quando comparada às espécies nativas amostradas em grande densidade neste ambiente. No entanto, a presença de *H. dulcis* não resultou em alterações na estrutura da floresta. A densidade absoluta e área basal em áreas com a invasão não sofreram alterações quando comparadas às áreas sem *H. dulcis*. Portanto a presença da invasora, neste estágio de regeneração em que se encontram as áreas avaliadas, não está modificando a estrutura arbórea.

RANDALL (1996) relata que espécies invasoras prejudiciais são aquelas que causam grandes modificações na riqueza e abundância das espécies nativas. A abundância e a densidade do invasor é uma medida de impacto, pois a biomassa controlada pelo invasor representa recursos não mais disponíveis para as espécies nativas (PARKER *et al.* 1999). No entanto, os padrões de riqueza e diversidade de uma comunidade em regeneração podem não estar sendo influenciados apenas pelo estabelecimento da planta invasora. Os padrões de riqueza podem ser devido à dinâmica florestal da comunidade, em função dos diferentes regimes de uso e abandono das áreas avaliadas e suas trajetórias sucessionais alterando assim a composição de espécies e riqueza.

Cabralea canjerana foi a espécie com mais indivíduos amostrados e com maiores valores de densidade e frequência tanto nas áreas de floresta secundária com e sem a presença de *H. dulcis*. Esta espécie é secundária tardia e pode ultrapassar 300 anos de idade (CARVALHO 1994), sendo característica das formações de Florestas Ombrófilas e Estacionais no Rio Grande do Sul. REITZ *et al.* (1988) mencionam a representatividade bastante pronunciada de *C. canjerana* sobre capoeirões e matas secundárias no sul do Brasil, demonstrando, dessa forma, sua importância na regeneração e na dinâmica secundária, fato muito importante no processo de sucessão em ambientes florestais

Casearia sylvestris (chá-de-bugre) também apresentou grande abundância, sendo comum em áreas com e sem a invasora *H. dulcis*. Esta espécie apresenta grande importância

para o repovoamento de áreas degradadas, ocorrendo em maior abundância em florestas secundárias (LORENZI 2002). *C. sylvestris* apresenta maior sucesso nas florestas primárias alteradas, devido a maior incidência de luz, já que se caracteriza como espécie pioneira de estágios iniciais e avançados de regeneração (LORENZI 2002), sendo, portanto, comum em ambientes florestais em sucessão.

A família Myrtaceae apresentou riqueza similar tanto nas áreas de floresta secundária com e sem a invasão por *H. dulcis*, aparecendo como uma das primeiras no ranking de maior riqueza, demonstrando não haver uma mudança na composição das famílias botânicas nestas áreas. Na região sul do Brasil, espécies de Myrtaceae são abundantes em diversos estudos (JARENKOW 1994, CITADINI-ZANETTE 1995, MARTINS 2005, NEGRELLE 2006), assim como no Sudeste brasileiro (SCUDELLER *et al.* 2001, GUILHERME *et al.* 2004), o que denota sua importância sociológica na Mata Atlântica, ressaltada por CITADINI-ZANETTE *et al.* (2003). Os estudos florísticos realizados em várias formações da Floresta Atlântica *stricto sensu* têm indicado a família Myrtaceae como aquela de maior riqueza em espécies (MANTOVANI & AL. 1990, MANTOVANI 1993, MELO & MANTOVANI 1994, MAMEDE *et al.* 2004).

4.2. Diversidade

De acordo com KNIGHT (1975), os índices de diversidade em florestas tropicais e sub-tropicais variam de 3,83 a 5,85 nats, sendo os índices calculados para as áreas com e sem *H. dulcis* altos quando comparados a estes valores. A alta diversidade encontrada em ambas as áreas, mesmo sendo florestas secundárias, deve-se possivelmente ao estágio sucessional avançado em que as áreas se encontram o que possibilita a ocorrência tanto de espécies de caráter ecológico de clímax como também elementos secundários e pioneiros. Além disto, o fato de as áreas terem sido amostradas em uma Unidade de Conservação possibilita que a regeneração não sofra pressão antrópica, o que garante maior integridade a esta floresta.

A riqueza do Bioma Floresta Atlântica foi estimada por MYERS *et al.* (2000) em 20 mil espécies de plantas vasculares, sendo oito mil (40%) endêmicas, caracterizando assim um *hotspots* de biodiversidade na América do Sul. A análise da distribuição das espécies nas diferentes formações do Domínio Atlântico evidenciou que mais da metade da riqueza (60%) e a maior parte dos endemismos (80%) são encontrados na Floresta Ombrófila Densa ou Mata Atlântica *tricto sensu*. De acordo com diversos autores (MORI *et al.* 1983, PEIXOTO & GENTRY 1990, JOLY *et al.* 1991, BARROS *et al.* 1991), além do elevado grau de

endemismo a Floresta Atlântica *strito senso* apresenta elevada riqueza de espécies e diversidade florística (BEGON *et al.* 1996).

A idéia de que a alta diversidade de espécies aumenta a resistência à invasão foi primeiramente proposta por ELTON (1958). Outros estudos realizados em pequena escala mostraram freqüentemente uma relação negativa entre riqueza de espécies nativas e invasibilidade, como previsto pelas teorias clássicas (TILMAN 1977, NAEEM *et al.* 2000, PRIEUR-RICHARD *et al.* 2000, SYMSTAD 2000, LYONS & SCHWARTZ 2001, TROUMBIS *et al.* 2002, VAN RUIJVEN *et al.* 2003). Ao contrário, estudos observados em grande escala mostraram geralmente uma relação neutra ou positiva entre invasão e espécies nativas (WISER *et al.* 1998, LONSDALE 1999, SMITH & KNAPP 1999, STOHLGREN *et al.* 1999, CHANETON *et al.* 2002, FOSTER *et al.* 2002, MEINERS *et al.* 2002, BROWN & PEET 2003, VILLASENOR & ESPINOSA-GARCIA *et al.* 2004, GILBERT & LECHOWICZ 2005, KNIGHT & REICH 2005).

Tendo em vista os resultados avaliados, a presença de *H. dulcis* não afetou a riqueza de espécies na escala avaliada, levando à conclusão de que a presença desta árvore exótica não altera a riqueza de espécies nativas nesta fase de regeneração em que se encontra a floresta e/ou para esta escala de amostragem. Este resultado pode, no entanto, refletir as variações naturais dos fatores extrínsecos como histórico de regeneração, extrativismo, pressão de propágulos, distúrbios, distância entre áreas amostradas, topografia e tipo de solo que covariam na escala espacial estudada (SHEA & CHESSON 2002). Estes fatores podem influenciar a heterogeneidade ambiental e resultar na aleatoriedade do estabelecimento tanto de plantas nativas quanto exóticas em função do nicho de regeneração de cada espécie (GILBERT & LECHOWICZ 2005).

Nas áreas de floresta secundária invadidas por *H. dulcis* foram encontradas outras espécies exóticas como *Tecoma stans*, *Citrus* sp. e *Morus nigra*, enquanto nas áreas de florestas sem a presença da invasora não houve a ocorrência de nenhuma espécie exótica na amostragem. Além disso, espécies climáticas, de reconhecida importância ecológica, econômica, ornamental ou medicinal, características da Mata Atlântica, como *Alsophila setosa*, *Euterpe edulis*, *Geonoma schottiana*, *Magnolia ovata*, *Coussapoa microcarpa*, *Erythrina falcata*, *Heisteria silvianii*, *Hieronyma alchorneoides*, *Psychotria leiocarpa* e *Endlicheria paniculata* foram amostradas apenas nas áreas de floresta secundária sem a ocorrência da árvore exótica *H. dulcis*. Este padrão de ocorrência pode ser em função do histórico de perturbação das áreas amostradas, da pressão de extração de espécies arbóreas

com interesse econômico, ou em função dos padrões abióticos de temperatura, luminosidade, declividade, topografia, entre outras características específicas do nicho destas espécies.

A variação encontrada na composição entre as espécies amostradas em áreas com e sem *H. dulcis*, demonstra que a invasão desta espécie exótica afeta a ocorrência das espécies nestas áreas, no entanto, sua presença é responsável por parte desta variação na composição. A maior variação na composição de espécies entre áreas invadidas ou não, deve-se em função das condições no início da regeneração e durante a sucessão atuando como filtro no estabelecimento das espécies e, conseqüentemente, controlando mais fortemente a composição das espécies nesses ambientes. As variáveis não mensuradas nas áreas como, condições abióticas, histórico de regeneração, pressão de propágulos e distúrbios podem ser covariantes fortes na composição das espécies nestas áreas amostradas, contribuindo com a dinâmica florestal desta comunidade.

No diagrama de ordenação (Figura 7) pode-se notar um agrupamento de espécies diferentes nas áreas com e sem *H. dulcis*, e um agrupamento central de espécies que ocorrem em todas as áreas. Espécies que estiveram presentes apenas em áreas sem *H. dulcis*, como *Euterpe edulis* e *Alsophila setosa* estão dispostas a grande distância dos indivíduos de *H. dulcis* amostrados nas áreas que está ocorrendo. Cabe ressaltar a ausência de *E. edulis* e sua distância dos nichos onde ocorrem *H. dulcis* nas áreas amostradas. Esta espécie tem sido explorada na Mata Atlântica desde antes da colonização (BOVI *et al.* 1987b) e é considerada uma espécie importante do ecossistema devido à sua alta densidade de indivíduos em ambientes naturais e sua importância ecológica nas comunidades onde ocorre (KAGEYAMA & GANDARA 1993). Desempenha papel importante na sustentação alimentar de herbívoros vertebrados e invertebrados (SILVA MATOS 1995, SILVA MATOS & WATKINSON 1998, GALETTI & ALEXO 1998, SILVA MATOS & BOVI 2002), sendo assim espécie relevante do ponto de vista conservacionista. Vários estudos (GALETTI & CHIVERS 1995, REIS & GUERRA 1999, SILVA MATOS & BOVI 2002) chamam a atenção para a devastação desta espécie para a obtenção de palmito, comprometendo sua capacidade de regeneração.

Outras espécies que se mostraram distantes das áreas com a presença de *H. dulcis*, como *Alsophila setosa*, também apresenta valor ecológico para a Mata Atlântica, apresentando importância moderada na estrutura da floresta em formações secundárias (SYLVESTRE & KURTZ 1994). Também *Geonoma schottiana*, ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul, na categoria criticamente em perigo (Decreto Estadual 42.094/2002), é considerada espécie-chave nas comunidades vegetais onde ocorre por apresentar períodos

estendidos de frutificação e ser importante fonte de alimento para uma variedade de animais frugívoros (SILVA *et. al.* 2007). *Magnolia ovata*, que também se encontra na lista de espécies ameaçadas de extinção do Rio Grande do Sul na categoria vulnerável, é uma espécie de importância na reconstituição de matas ciliares (CAZETA *et. al.* 2002), apresentando alta capacidade de recrutamento de regenerantes (LOBO & JOLY 1998).

Sendo assim, do ponto de vista conservacionista, a árvore exótica invasora *H. dulcis* não está afetando diretamente a riqueza e a estrutura das espécies nativas nas áreas invadidas estudadas. No entanto, sua dominância na floresta em longo prazo pode afetar parâmetros estruturais e riqueza da comunidade, que podem não terem sido evidenciados fortemente em função da pequena escala de amostragem. Portanto, este estudo ressalta a importância da regeneração da floresta sem a presença de *H. dulcis*, permitindo que os nichos vagos, disponíveis às espécies nativas no início da regeneração da floresta secundária, possam ser ocupados por espécies nativas de importância na manutenção da floresta original, a Mata Atlântica, principalmente aquelas mais vulneráveis e ameaçadas de extinção neste bioma tão ameaçado.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26: 32–46, 2001.
- BARROS, F.; MELO, M.M.R.F.; CHIEA, S.A.C.; KIRIZAWA, M.; WANDERLEY, M.G.L. & JUNG-MENDAÇOLLI, S.L. Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. In: **Flora Fanerogâmica da Ilha do Cardoso** (M.M.R.F. Melo et al., ed.). Instituto de Botânica, São Paulo. v1., 1991.
- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. **Ecology: individuals, populations and communities**. Blackwell, Oxford, 1996.
- BLOMQUIST, M.M.; VOS, P.; KLINKHAMER, P.G.L. & TER KEURS, W.J. Declining plant species richness of grassland ditch banks: a problem of colonization or extinction. **Biological Conservation** 109: 391–406, 2003.
- BOVI, M.L.A.; GODOY JÚNIOR, G. & SAES, L.A. Pesquisas com os gêneros *Euterpe* e *Bactris* no Instituto Agrônomo de Campinas. **Agrônomo**, Campinas, 39, 2: 129-174, 1987.
- BROWN, R.L. & PEET, R.K. Diversity and invasibility of southern Appalachian plant communities. **Ecology** 84: 32–39, 2003.
- CARVALHO, P.E.R. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). Colombo: EMBRAPA-CNPFFlorestas, **Circular Técnica**, 23, 24p., 1994.
- CAZETTA E.; RUBIM P.; LUNARDI V.O.; FRANCISCO M.R. & GALETTI M. Frugivoria e dispersão de sementes de *Talauma ovata* (Magnoliaceae) no sudeste brasileiro. **Ararajuba** 10: 199–206, 2002.
- CHANETON, E.J.; PERELMAN, S.B.; OMACINI, M. & LEÓN, R.J.C. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. **Biological Invasions** 4: 7–24, 2002.
- CITADINI-ZANETTE, V. **Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de mata atlântica na microbacia do rio Novo**, Orleans, SC. 249f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais)—Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.
- CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R.; REMUS, G. & SOBRAL, M. Myrtaceae do sul de Santa Catarina: subsidio para recuperação de ecossistemas degradados. **Revista de Tecnologia e Ambiente** 9, 2: 61-75, 2003.
- D'ANTONIO, C.M. & P.M. VITOUSEK. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual review of ecology and systematic** 23: 63-87, 1992.
- DAVIS, M.A., GRIME, J.P. & THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology** 88: 528-534, 2000.
- ELTON, C.S. **The ecology of invasions by plants and animals**. Methuen, London, UK, 1958.
- FOSTER, B.L.; SMITH, V.H.; DICKSON, T.L. & HILDEBRAND, T. Invasibility and compositional stability in a grassland community: relationships to diversity and extrinsic factors. **Oikos** 99:300–307, 2002.
- FOY, C.L. & INDERJIT, Understanding the role of allelopathy in weed interference and declining plant diversity. **Weed Technology** 15: 873–878, 2001.
- GALETTI, M. & ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology** 35: 286-293, 1998.
- GALETTI, M. & CHIVERS, D. J. Palm harvest threatens Brazil's best protected area of Atlantic forest. **Oryx** 29: 225-226, 1995.

- GENTLE, C.B. & DUGGIN, J.A. Allelopathy as a competitive strategy in persistent thickets of *Lantana camara* L. in three Australian forest communities. **Plant Ecology** 132: 85–95, 1997.
- GILBERT, B. & LECHOWICZ, M.J. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. **Ecology** 86: 1848–1855, 2005.
- GOODWIN, B.; MCALLISTER, A. & FAHRIG, L. Predicting Invasiveness of Plant Species Based on Biological Information. **Conservation Biology** 13: 422–426, 1999.
- GUILHERME, F.A.G.; MORELLATO, P.C. & ASSIS, M.A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 27, 4: 725–737, 2004.
- HAGER, H.A. & MCCOY, K.D. The implications of accepting untested hypotheses: a review of the effects of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. **Biodiversity and Conservation** 7: 1069–1079, 1998.
- HASUI, E. & HÖFLING, E. Preferência alimentar de aves frugívoras de um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária, São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia 84: 43–64, 1998.
- HUSBAND, B.C. & BARRETT, S.C.H. A metapopulation perspective in plant population biology. **Journal of Ecology** 84: 461–469, 1996.
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. [Online] **Exóticas Invasoras: Fichas técnicas**. Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm, 2010.
- JARENKOW, J. A. **Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul**. 125f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de Sao Carlos, Sao Carlos, 1994.
- JOLY, C.A.; LEITÃO FILHO, H.F. & SILVA, S.M. O patrimônio florístico - The floristic heritage. In: **Mata Atlântica - Atlantic Rain Forest** (G.I. Câmara, coord.). Ed. Index Ltda. E Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo, 1991.
- KAGEYAMA, P.Y. & GANDARA, F.B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicações para o manejo e a conservação. In: **III Simpósio de Ecossistemas Da Costa Brasileira, Serra Negra-SP. Anais**, pp. 115–125. Instituto Agrônomo, São Paulo, 1993.
- KEANE, R.M. & CRAWLEY, M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution** 17:164–170, 2002.
- KNIGHT, D.H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs** 45: 259–284, 1975.
- KNIGHT K.S. & REICH P.B. Opposite relationships between invisibility and native species richness at patch versus landscape scales. **Oikos** 109: 81–88, 2005.
- KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York, Harper and Row, 1989.
- LEGENDRE P. & LEGENDRE L. **Numerical ecology**, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam, 1998.
- LEVINE, J.M.; VILA, M.; D'ANTONIO, C.M.; DUKES, J.S.; GRIGULIS, K. & LAVOREL, S. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. **Proceedings of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences** 270: 775–781, 2003.
- LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America** 15: 237–240, 1969.
- LOBO, P.C. & JOLY, C.A. Tolerance to hypoxia and anoxia in neotropical tree species. In: **Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the**

- neotropics.** (F.R. Scarano & A.C. Franco, eds.). Series Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, 4: 137-156, 1998.
- LODGE, D.M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology & Evolution** 8:133– 37, 1993.
- LONDSDALE, W.M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology** 80:1522-1536, 1999.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** 2 ed. São Paulo: Nova Odessa, 2: 384p., 2002.
- LYONS, K.G. & SCHWARTZ, M.W. Rare species loss alters ecosystem function – invasion resistance. **Ecology Letters** 4: 358–365, 2001.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography.** Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, 1967.
- MALHEIROS, A. & PERES, M.T.L.P. Alelopatia: interações químicas entre espécies. In: Yunes RA, Calixto JB. **Plantas medicinais sob a ótica da química medicinal moderna.** Chapecó: Argos, p. 503-523, 2001.
- MAMEDE, M.C.H.; CORDEIRO, I.; ROSSI, L.; MELO, M.M.R.F. & OLIVEIRA, R.J. Mata Atlântica. In: **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna.** (O.A.V. Marques & W. Duleba, eds.). Holos Editora, Ribeirão Preto, p.115-132, 2004.
- MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape-SP.** Tese de livre-docência, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.
- MANTOVANI, W.; RODRIGUES, R.R.; ROSSI, L.; ROMANIUC- NETO, S.; CATHARINO, E.L.M. & CORDEIRO, I. A vegetação na Serra do Mar em Salesópolis. **Anais do II simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo.** ACIESP, São Paulo, 2: 348-384, 1990.
- MARTINS, R. **Florística, estrutura fitossociológica e interações interespecíficas de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa como subsídio para recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão, Siderópolis, SC.** 93f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- MEINERS, S.J.; PICKETT, S.T.A. & CADENASSO, M.L. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. **Ecography** 24: 633-644, 2001.
- MEINERS, S.J.; PICKETT, S.T.A. & CADENASSO, M.L., Exotic plant invasions over 40 years of old field succession: community patterns and associations. **Ecography** 25: 215-223, 2002.
- MELO, M.R.F. & MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura fitossociológica da mata atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, Brasil). **Boletín del Instituto de Botánica** 9:107-158, 1994.
- MORI, S.A.; BOOM, B.M.; CARVALINO, A.M. & SANTOS, T.S. Ecological importance of Myrtaceae in a eastern Brazilian wet forest. **Biotropica** 15:68-70, 1983.
- MULLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York, John Wiley & Sons, 1974.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858, 2000.
- NAEEM, S.; KNOPS, J. M. H.; TILMAN, D.; HOWE, K. M.; KENNEDY, T. & GALE, S. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. **Oikos** 91: 97–108, 2000.

- NEGRELLE, R.R.B. Composicao floristica e estrutura vertical de um trecho de Floresta Ombrofila Densa de Planicie Quaternaria. **Hoehnea** 33, 3: 261-289, 2006.
- OUBORG, N.J. Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. **Oikos** 66: 298-308, 1993.
- PARKER, I.M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P.M. *et al.* Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions** 1: 3-19, 1999.
- PEIXOTO, A.L. & GENTRY, A. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica** 13: 19-25, 1990.
- PRIEUR-RICHARD, A.H.,S.; LAVOREL, K.; GRIGULIS & DOS SANTOS, A. Plant community dynamics and invasion by exotics: invasion of Mediterranean old fields by *Coryza bonariensis* and *Coryza candensis*. **Ecology Letters** 2: 412-422, 2000.
- RANDALL, J.M. Weed control for the preservation of biological diversity. **Weed technology** 10: 370-383, 1996.
- REIS, M. S. & GUERRA, M. P. *Euterpe edulis* Martius (palmito). **I Seminário Nacional "Recursos florestais da mata Atlântica"**, São Paulo, Brasil, 1999.
- REITZ, R.; KLEIN, R.M. & REIS, A. **Projeto Madeira do Rio Grande do Sul**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, BR, 1988.
- REJMÁNEK, M. & RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology** 77:1655-1661, 1996.
- REJMÁNEK, M. & ROSÉN, E. Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in alvar plant communities. **Journal of Vegetation Science** 3: 625-630, 1992.
- RIO GRANDE DO SUL. 2003. Decreto n° 42.099 de 31 de dezembro de 2002. Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. **Diário Oficial Estado [do] Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, jan. 2003, v. 42, n. 1.
- ROUGET, M. & RICHARDSON, D. M. Inferring process from pattern in plant invasions: A semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. **American Naturalist** 162: 713-724, 2003b.
- SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology** 152:185-199, 2001.
- SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL. **Plano de Manejo da Reserva Biológica Estadual da Serra Geral**. Departamento de Florestas e Áreas Protegidas Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Projeto Conservação da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul. p. 235, 2008.
- SHEA, K. & CHESSON, P. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, 17: 170-176, 2002.
- SILVA MATOS, D.M. **Population Ecology of *Euterpe edulis* Mart. (Palmae)**. Tese (PhD), School of Biological Sciences, University of East Anglia, Inglaterra, 1995.
- SILVA MATOS, D.M. & WATKINSON, A.R. The fecundity, seed and seedling ecology of *Euterpe edulis* Mart. (Palmae) in a fragment of semideciduous forest, Brazil. **Biotropica** 30: 595-603, 1998.
- SILVA MATOS, D.M. & BOVI, M.L.A. Understanding the threats of biological diversity in the South-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation** 11: 1747-1758, 2002.

- SILVA, M.S; VIEIRA, F.A. & CARVALHO, D. Biometria dos frutos e divergência genética em uma população de *Geonoma schottiana* Mart. **Revista Brasileira de Biociências** Porto Alegre, 5, 1: 582-584, 2007.
- SIMBERLOFF, D. Impacts of introduced species in the United States. **Consequences: The Nature and Implications of Environmental Change** 2: 13–22, 1996.
- SMITH, M.D. & KNAPP, A.K. Exotic plant species in a C4-dominated grassland: invasibility, disturbance, and community structure. **Oecologia** 120: 605-612, 1999.
- SOBRAL, M.; JARENKOW, J.A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J. & RODRIGUES, R.S., **Flora arbórea e arborecente do Rio Grande do Sul**, Brasil. São Carlos: RiMa:Novo Ambiente, 2006.
- STOHLGREN, T.J., D.; BINKLEY, G.W.; CHONG, M.A.; KALKHAN, L.D.; SCHELL, K.A.; BULL, Y.; OTSUKI, G.; NEWMAN, M.; BASHKIN & SON, Y.. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. **Ecological Monographs** 69:25–46, 1999.
- SYLVESTRE, L.S. & KURTZ, B.C. Cyatheaceae. Pp. 139-152. In: Lima, M.P.M. & Guedes-Bruni, R.R (orgs.). **Reserva Ecológica de Macaé de Cima, Nova Friburgo – RJ. Aspectos florísticos das espécies vasculares**. V. 1. Ministério do meio Ambiente e da Amazônia Legal/IBAMA/Jard. Bot. Do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.
- SYMSTAD, A.J. A test of the effects of functional group richness and composition on grassland invasibility. **Ecology** 81(1):99–109, 2000.
- TILMAN, D. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. **Ecology** 78:81–92, 1997.
- TRAVESET, A. Cumulative effects on the reproductive output of *Pistacia terebinthus* (Anacardiaceae). **Oikos** 71:152–162, 1994.
- TROUMBIS, A.Y.; GALANIDIS, A. & KOKKORIS, G.D. Components of short-term invasibility in experimental Mediterranean grasslands. **Oikos** 98: 239–250, 2002.
- VAN RUIJVEN, J.; DE DEYN, G.B. & BERENDSE, F. Diversity reduces invasibility in experimental plant communities: the role of plant species. **Ecology Letters** 6: 910–918, 2003.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro, 1991.
- VILA, M.; PINO, J. & FONT, X. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. **Journal of Vegetation Science**, 18: 35-42, 2007.
- VILLASENOR, J.L. AND ESPINOSA-GARCIA, F.J. The alien flowering plants of Mexico. **Diversity and Distributions** 10: 113–23, 2004.
- VITOUSEK, P.M.; D.ANTONIO, C.; LOOPE, L.L. & WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist** 84: 468-478, 1996.
- WILLIAMSON, M. **Biological invasions**. Chapman & Hall, London, 1996.
- WILLIAMSON, M.H. & FITTER, A. The characters of successful invaders, **Biological conservation** 78: 163-170, 1996.
- WISER, S.K.; ALLEN, R.B.; CLINTON, P.W. & PLATT, K. H. Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years. **Ecology** 79: 2071–2081, 1998.
- ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 3. ed. New Jersey, Prentice Hall. 1996.

Apêndice A. Parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado nas áreas com *Hovenia dulcis* (N = número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, AB = área basal, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVI-R = índice de valor de importância relativo e IVC = índice de valor de cobertura).

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	AB	DoA	DoR (%)	IVI	IVI-R (%)	IVC
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	6	3	0,8	24	1	0,054	0,22	0,51	2,3	0,8	1,5
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> Schlttdl.	40	24	6,9	161	6,7	0,328	1,32	3,05	16,6	5,5	9,7
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	1	1	0,2	4	0,2	0,007	0,03	0,07	0,4	0,1	0,2
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Mag., Ste. & Fro.	1	1	0,2	4	0,2	0,006	0,02	0,05	0,4	0,1	0,2
Areceaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	1	1	0,2	4	0,2	0,001	0	0,01	0,4	0,1	0,2
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	1	1	0,2	4	0,2	0,009	0,04	0,08	0,4	0,1	0,3
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	5	3	0,8	20	0,8	0,058	0,23	0,54	2,1	0,7	1,4
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	1	1	0,2	4	0,2	0,001	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	3	2	0,6	12	0,5	0,036	0,15	0,34	1,4	0,5	0,8
Canellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	2	1	0,2	8	0,3	0,026	0,1	0,24	0,8	0,3	0,6
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	12	7	1,9	48	2	0,19	0,76	1,77	5,7	1,9	3,8
Cyatheaceae	<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	2	1	0,4	8	0,3	0,025	0,1	0,23	1	0,3	0,6
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	1	1	0,2	4	0,2	0,08	0,32	0,74	1,1	0,4	0,9
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	3	1	0,4	12	0,5	0,089	0,36	0,83	1,7	0,6	1,3
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	3	1	0,4	12	0,5	0,011	0,04	0,1	1	0,3	0,6
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O. E. Schulz	1	1	0,2	4	0,2	0,002	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Mull.Arg.	2	1	0,4	8	0,3	0,054	0,22	0,5	1,2	0,4	0,8
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	2	1	0,4	8	0,3	0,002	0,01	0,02	0,7	0,2	0,4
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	6	4	1,2	24	1	0,304	1,22	2,83	5	1,7	3,8
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	3	2	0,6	12	0,5	0,069	0,28	0,64	1,7	0,6	1,1
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	5	3	1	20	0,8	0,06	0,24	0,56	2,4	0,8	1,4
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	5	3	1	20	0,8	0,012	0,05	0,11	1,9	0,6	0,9

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	AB	DoA	DoR (%)	IVI	IVI-R (%)	IVC
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	27	14	4	108	4,5	0,212	0,85	1,97	10,5	3,5	6,5
Fabaceae	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	3	1	0,4	12	0,5	0,027	0,11	0,25	1,1	0,4	0,7
Fabaceae	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	11	7	1,9	44	1,8	0,034	0,14	0,32	4,1	1,4	2,2
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	28	15	4,4	112	4,7	0,148	0,6	1,38	10,5	3,5	6
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	12	7	2,1	48	2	0,36	1,45	3,35	7,5	2,5	5,3
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	9	6	1,7	36	1,5	0,135	0,54	1,26	4,5	1,5	2,8
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	30	19	5,4	120	5	1,358	5,45	12,63	23	7,7	17,6
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	6	3	0,8	24	1	0,071	0,29	0,66	2,4	0,8	1,7
Melastomataceae	<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	1	1	0,2	4	0,2	0,022	0,09	0,21	0,6	0,2	0,4
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	91	46	13,2	366	15,2	1,473	5,92	13,7	42,1	14	28,9
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	12	7	1,9	48	2	0,067	0,27	0,63	4,5	1,5	2,6
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	3	2	0,6	12	0,5	0,014	0,06	0,13	1,2	0,4	0,6
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	5	3	1	20	0,8	0,03	0,12	0,28	2,1	0,7	1,1
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	1	1	0,2	4	0,2	0,005	0,02	0,05	0,4	0,1	0,2
Meliaceae	<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	2	1	0,4	8	0,3	0,009	0,04	0,09	0,8	0,3	0,4
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	12	7	2,1	48	2	0,023	0,09	0,22	4,3	1,4	2,2
Moraceae	<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	1	1	0,2	4	0,2	0,013	0,05	0,12	0,5	0,2	0,3
Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	1	1	0,2	4	0,2	0,02	0,08	0,18	0,5	0,2	0,3
Moraceae	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott	4	3	0,8	16	0,7	0,086	0,34	0,8	2,2	0,7	1,5
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	1	1	0,2	4	0,2	0,014	0,06	0,13	0,5	0,2	0,3
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	1	1	0,2	4	0,2	0,002	0,01	0,02	0,4	0,1	0,2
Moraceae	<i>Morus nigra</i> L.	4	2	0,6	16	0,7	0,027	0,11	0,25	1,5	0,5	0,9
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Bur., Lanj., Wess.	3	2	0,6	12	0,5	0,01	0,04	0,09	1,2	0,4	0,6
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	3	2	0,6	12	0,5	0,106	0,43	0,99	2,1	0,7	1,5
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	6	3	1	24	1	0,029	0,12	0,27	2,2	0,7	1,3

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	AB	DoA	DoR (%)	IVI	IVI-R (%)	IVC
Myrtaceae	<i>Eugenia multicostata</i> D. Legrand	1	1	0,2	4	0,2	0,023	0,09	0,22	0,6	0,2	0,4
Myrtaceae	<i>Eugenia rostrifolia</i> D. Legrand	1	1	0,2	4	0,2	0,035	0,14	0,33	0,7	0,2	0,5
Myrtaceae	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	1	1	0,2	4	0,2	0,006	0,02	0,05	0,4	0,1	0,2
Myrtaceae	<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legr.	2	1	0,4	8	0,3	0,003	0,01	0,02	0,7	0,2	0,4
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L.	2	1	0,4	8	0,3	1,956	7,86	18,19	18,9	6,3	18,5
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	27	17	4,8	108	4,5	0,031	0,12	0,29	9,6	3,2	4,8
Primulaceae	<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R.Br.	6	3	1	24	1	0,075	0,3	0,7	2,7	0,9	1,7
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	27	15	4,2	108	4,5	1,254	5,04	11,67	20,4	6,8	16,2
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	5	3	1	20	0,8	0,016	0,07	0,15	1,9	0,6	1
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	6	4	1,2	24	1	0,193	0,78	1,8	3,9	1,3	2,8
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	47	27	7,7	189	7,8	0,673	2,7	6,26	21,8	7,3	14,1
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	1	1	0,2	4	0,2	0,005	0,02	0,05	0,4	0,1	0,2
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos	5	3	0,8	20	0,8	0,018	0,07	0,16	1,8	0,6	1
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	19	11	3,3	76	3,2	0,177	0,71	1,65	8,1	2,7	4,8
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5	3	1	20	0,8	0,067	0,27	0,62	2,4	0,8	1,5
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	7	5	1,3	28	1,2	0,065	0,26	0,6	3,1	1	1,8
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	8	5	1,5	32	1,3	0,079	0,32	0,74	3,6	1,2	2,1
Solanaceae	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	3	2	0,6	12	0,5	0,018	0,07	0,17	1,2	0,4	0,7
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	4	3	0,8	16	0,7	0,022	0,09	0,21	1,6	0,5	0,9
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	29	17	4,8	116	4,8	0,089	0,36	0,83	10,5	3,5	5,7
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovi</i> Snelthl.	6	4	1,2	24	1	0,162	0,65	1,51	3,7	1,2	2,5
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	3	2	0,6	12	0,5	0,038	0,15	0,35	1,4	0,5	0,9
Verbenaceae	<i>Verbenoxylum reitzii</i> (Moldenke) Tronc.	2	1	0,4	8	0,3	0,024	0,1	0,23	0,9	0,3	0,6

Apêndice B. Parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado nas áreas sem *Hovenia dulcis* (N = número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, AB = área basal, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVI-R = índice de valor de importância relativa e IVC = índice de valor de cobertura).

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	AB	DoA	DoR (%)	IVI	IVI-R (%)	IVC
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> Schlttdl.	2	5	1,6	45	1,7	0,078	0,35	0,58	3,9	1,3	2,2
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	8	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,02	0,4	0,1	0,2
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	6	4	1,2	27	1	0,006	0,03	0,05	2,3	0,8	1
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	14	14	4,3	104	3,8	0,187	0,85	1,38	9,5	3,2	5,2
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	5	1	0,2	9	0,3	0,002	0,01	0,01	0,5	0,2	0,3
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	5	3	0,8	18	0,7	0,018	0,08	0,13	1,6	0,5	0,8
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	7	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	4	2	0,6	14	0,5	0,121	0,55	0,89	2	0,7	1,4
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Rissek	1	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2
Combretaceae	<i>Buchenavia kleinii</i> Exell	4	2	0,6	14	0,5	0,198	0,9	1,46	2,6	0,9	2
Cyatheaceae	<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	1	11	3,2	131	4,8	0,231	1,04	1,7	9,8	3,3	6,5
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	10	6	1,8	41	1,5	0,832	3,76	6,13	9,5	3,2	7,6
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	85	9	2,6	72	2,7	0,044	0,2	0,33	5,6	1,9	3
Euphorbiaceae	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst.	2	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,02	0,4	0,1	0,2
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	5	1,4	32	1,2	0,232	1,05	1,71	4,3	1,4	2,9
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	1	3	0,8	18	0,7	0,124	0,56	0,92	2,4	0,8	1,6
Fabaceae	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	45	1	0,4	9	0,3	0,128	0,58	0,95	1,7	0,6	1,3
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	9	21	6,3	181	6,7	0,178	0,81	1,31	14,3	4,8	8
Fabaceae	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	25	6	1,8	41	1,5	0,366	1,66	2,7	6	2	4,2
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	9	3	1	23	0,8	0,047	0,21	0,35	2,2	0,7	1,2
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	7	1	0,2	5	0,2	0,072	0,33	0,53	0,9	0,3	0,7
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	1	19	5,7	204	7,5	0,189	0,85	1,39	14,6	4,9	8,9
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	8	2,4	59	2,2	0,862	3,9	6,35	11	3,7	8,5
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	1	4	1,2	27	1	0,369	1,67	2,72	4,9	1,6	3,7

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	AB	DoA	DoR (%)	IVI	IVI-R (%)	IVC
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	1	8	2,4	63	2,3	0,282	1,28	2,08	6,8	2,3	4,4
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	6	1	0,4	9	0,3	0,039	0,18	0,29	1	0,3	0,6
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	4	3	0,8	23	0,8	0,289	1,31	2,13	3,8	1,3	3
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorus</i> (Cav.) A. Robyns	26	1	0,2	5	0,2	0,048	0,22	0,36	0,7	0,2	0,5
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	41	12,4	385	14,2	3,215	14,55	23,69	50,2	16,7	37,9
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	9	3	1	23	0,8	0,246	1,12	1,82	3,7	1,2	2,6
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	1	0,2	5	0,2	0,005	0,02	0,04	0,4	0,1	0,2
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	2	5	1,4	36	1,3	0,062	0,28	0,45	3,2	1,1	1,8
Meliaceae	<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	1	5	1,6	41	1,5	0,026	0,12	0,19	3,3	1,1	1,7
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	1	15	4,5	113	4,2	0,076	0,34	0,56	9,2	3,1	4,7
Moraceae	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott	2	3	0,8	18	0,7	2,568	11,62	18,92	20,4	6,8	19,6
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Bur., Lanj. Wess.	2	5	1,6	41	1,5	0,025	0,11	0,18	3,3	1,1	1,7
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	23	1	0,2	5	0,2	0,004	0,02	0,03	0,4	0,1	0,2
Myrtaceae	<i>Calyptanthus grandiflora</i> O. Berg	3	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,02	0,4	0,1	0,2
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	1	5	1,6	41	1,5	0,114	0,51	0,84	4	1,3	2,3
Myrtaceae	<i>Eugenia rostrifolia</i> D. Legrand	13	9	2,8	72	2,7	0,11	0,5	0,81	6,3	2,1	3,5
Myrtaceae	<i>Eugenia schuchiana</i> O. Berg	6	1	0,2	5	0,2	0,004	0,02	0,03	0,4	0,1	0,2
Myrtaceae	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Leg. & Kau.	9	1	0,2	5	0,2	0,003	0,01	0,02	0,4	0,1	0,2
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	5	1	0,2	5	0,2	0,147	0,67	1,09	1,5	0,5	1,3
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	1	1	0,2	5	0,2	0,139	0,63	1,02	1,4	0,5	1,2
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L.	56	1	0,4	9	0,3	0,519	2,35	3,83	4,6	1,5	4,2
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	3	5	1,4	45	1,7	0,012	0,05	0,09	3,2	1,1	1,8
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	16	4	1,2	27	1	0,094	0,42	0,69	2,9	1	1,7
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	17	27	8,3	253	9,3	0,17	0,77	1,25	18,9	6,3	10,6
Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	1	1	0,2	5	0,2	0,002	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	AB	DoA	DoR (%)	IVI	IVI-R (%)	IVC
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	2	0,6	14	0,5	0,053	0,24	0,39	1,5	0,5	0,9
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	17	5,1	118	4,3	0,269	1,22	1,98	11,4	3,8	6,3
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	40	11	3,2	77	2,8	0,177	0,8	1,31	7,4	2,5	4,1
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Raldk.	1	1	0,4	9	0,3	0,005	0,02	0,04	0,8	0,3	0,4
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	16	1	0,2	5	0,2	0,015	0,07	0,11	0,5	0,2	0,3
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	1	1	0,4	9	0,3	0,072	0,32	0,53	1,3	0,4	0,9
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	9	1	0,2	5	0,2	0,001	0,01	0,01	0,4	0,1	0,2
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	2	1	0,2	9	0,3	0,018	0,08	0,13	0,7	0,2	0,5
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	29	1	0,2	5	0,2	0,04	0,18	0,3	0,7	0,2	0,5
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	2	5	1,6	41	1,5	0,332	1,5	2,45	5,6	1,9	3,9
Urticaceae	<i>Phenax cf petiolaris</i> Wedd.	10	6	1,8	45	1,7	0,033	0,15	0,24	3,7	1,2	1,9
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	9	5	1,4	32	1,2	0,035	0,16	0,25	2,8	0,9	1,4
Verbenaceae	<i>Verbenoxylum reitzii</i> (Moldenke) Tronc.	10	2	0,6	14	0,5	0,024	0,11	0,18	1,3	0,4	0,7

CAPÍTULO II

Caracterização do nicho de regeneração da árvore exótica *Hovenia dulcis* Thunb. em áreas invadidas de floresta secundária na Mata Atlântica.

1. INTRODUÇÃO

A abundância e a distribuição das espécies de plantas são determinadas em grande parte durante os estágios iniciais de regeneração, quando as plântulas e os jovens estão mais vulneráveis ao seu ambiente imediato (ZOLADESKI & MAYCOCK 1990, KITAJIMA & FENNER 2000). Assim, não é surpresa que o chamado “nicho de regeneração” (características do ambiente no momento do estabelecimento; GRUBB 1977) seja crucial para compreender a composição, a estrutura, e a dinâmica das comunidades de plantas (SILVERTOWN 2004).

Os estudos recentes sugerem que o nicho de regeneração muda durante o ciclo de vida dos indivíduos (CHASE & LEIBOLD 2003, MIRITI 2006). Entretanto, o conhecimento a respeito de deslocamentos ontogenéticos sobre o nicho de regeneração nas plantas é muito limitado. Estudos que envolvem estágios diferentes de vida das plantas são necessários para compreender se há diferenciações nesses nichos que conduzem a distribuição espacial e a dinâmica sucessional das comunidades de plantas (GRUBB 1977).

As plantas exibem diferenças nas tolerâncias aos fatores limitantes nos diferentes estágios do seu desenvolvimento ontogenético (PARRISH & BAZZAZ 1985, FRANCO & NOBEL 1989, MIRITI 2006). PARRISH & BAZZAZ (1985) consideraram a expansão do nicho, uma estratégia comum em plantas, desde que as exigências da espécie sejam menores durante o processo de germinação e maiores apenas nos estágios de plântula e adulto. Ao contrário, a diminuição do nicho pode limitar o estabelecimento de uma planta, restringindo-a a um subconjunto de características ambientais relacionadas aos fatores limitantes da espécie.

As respostas demográficas de diferentes estágios de vida às circunstâncias abióticas e bióticas são expressas de diferentes maneiras como, por exemplo, diferenças nas taxas de mortalidade ou crescimento diferencial (PARRISH & BAZZAZ 1985, MIRITI 2006). O conhecimento das características que alteram o nicho ao longo do

desenvolvimento ontogenético é essencial para compreender os processos que conduzem à colonização de novos ambientes, e seus efeitos no recrutamento de outras espécies no entorno.

Cada microhabitat possui recursos e condições favoráveis para o desenvolvimento de uma ou mais espécies e desfavoráveis para outras. A ocupação destes nichos, então, depende da adaptabilidade e capacidade de sobrevivência das espécies e da manutenção das condições apropriadas para as mesmas. Assim, são muitas as variáveis de natureza biótica que afetam o estabelecimento e crescimento de uma espécie. No caso dos ecossistemas tropicais florestais, a luz é um fator que majoritariamente determina o estabelecimento e crescimento das plantas e se considera um fator limitante nesse tipo de ambiente (NICOTRA *et al.* 1999).

A disponibilidade de luz é um fator limitante muito variável segundo o tipo de floresta e a complexidade da estrutura espacial do dossel, assim como de sua dinâmica temporal. Estas duas características fazem com que a luz varie tanto no espaço como no tempo, produzindo uma alta heterogeneidade luminosa (GEORGE & BAZZAZ 1999). Sabe-se que a estrutura e a composição dos indivíduos que formam o dossel e subdossel têm um papel importante na disponibilidade de luz abaixo deste estrato, fator que pode influenciar no estabelecimento das espécies do estrato regenerante (TILMAN 1982).

A queda e o acúmulo de serrapilheira também são fatores que afetam a estrutura e a dinâmica da comunidade de plantas de muitas maneiras diferentes (FACCELLI & PICKETT 1991). A serrapilheira pode influenciar mudanças no ambiente físico, como alterações na disponibilidade de nutrientes e temperatura do solo (FACCELLI & PICKETT 1991), além de ser um importante fator na ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais (ROGERS 2002, VASCONCELOS & LUIZÃO 2004). A serrapilheira é o maior aporte de nutrientes no solo de uma floresta (VITOUSEK 1984).

As influências na comunidade vegetal por parte da queda e acúmulo de serrapilheira também são inúmeras, relacionadas com a germinação de sementes (FACCELLI & PICKETT 1991), com o controle da emergência (READER 1993) e com o estabelecimento de plântulas (FACCELLI & PICKETT 1991, READER 1993, DRAKE & PRATT 2001, GARCÍA-GUZMÁN & BENÍTEZ-MALVIDO 2003). Com relação à variação espacial, o acúmulo de serrapilheira na floresta é variável, com áreas completamente sem acúmulo a áreas com grande acúmulo, sendo estas variações pontuais, importantes modificadoras dos padrões de recrutamento de espécies

(ALVAREZ-SÁNCHEZ & GUEVARA 1999, SANTOS & VÁLIO 2002, GARCÍA-GUZMÁN & BENÍTEZ-MALVIDO 2003).

O aumento da intensidade luminosa devido ao aumento da abertura do dossel pode causar mudanças no microclima do interior da floresta (KAPOS 1989). Na maioria dos ecossistemas florestais, as espécies de sub-bosque dependem de grande incidência de luz transmitida através do dossel tanto para a germinação de suas sementes, como para seu sucesso no estabelecimento (CHAZDON & PEARCY 1991). Assim, a distribuição espacial dessas espécies será afetada em função do gradiente de luz. A disponibilidade e a intensidade de luz que chega ao estrato regenerante limitam o nicho de regeneração que irá garantir o sucesso no estabelecimento e crescimento destes indivíduos (SVENNING 2000).

A maioria das plantas invasoras se estabelece em áreas perturbadas onde a disponibilidade de recursos tenha mudado recentemente (DAVIS *et al.* 2000, FACON *et al.* 2006). Assim de uma perspectiva evolucionária, não é surpreendente que poucas espécies exóticas possam colonizar um novo ambiente a ponto de se tornarem invasoras. As espécies nativas sofreram seleção que realçaram os traços para o sucesso sob as circunstâncias de heterogeneidade ambiental, enquanto que as espécies exóticas evoluíram sob circunstâncias bióticas e abióticas completamente diferentes.

No entanto espécies exóticas podem se favorecer destas mudanças e obter sucesso competitivo com as espécies nativas ocupando nichos disponíveis a estas últimas. A mudança no nicho ao longo do desenvolvimento ontogenético da espécie invasora pode indiretamente alterar o nicho de regeneração das espécies nativas (BLOSSEY & NÖTZOLD 1995, KEANE & CRAWLEY 2002), podendo modificar a riqueza e composição de espécies no entrono da planta invasora.

A árvore exótica *H. dulcis* invade a floresta em regeneração, onde se torna dominante no dossel. Por ser uma árvore decídua, a variação abrupta das variáveis ambientais de abertura de copa, luminosidade e profundidade da serrapilheira pode influenciar na incidência de luz nos estratos inferiores da floresta. Suspeita-se que esse efeito possa retardar ou mesmo estancar o processo de sucessão vegetal ao dificultar o estabelecimento de espécies típicas de estádios sucessionais avançados, comprometendo a regeneração de florestas nativas em áreas invadidas.

Os objetivos deste estudo são (i) comparar se as condições luminosas e ambientais diferem em pontos da floresta secundária onde ocorrem juvenis iniciais, juvenis tardios e adultos de *H. dulcis* durante a fase decidual; (ii) comparar se a

abertura de copa, luminosidade e serrapilheira diferem entre os diferentes estágios ontogenéticos nos períodos de deciduidade e não – deciduidade de *H. dulcis* e (iii) avaliar se a composição de espécies arbóreas difere no entorno de juvenis iniciais, juvenis tardios e adultos de *H. dulcis*.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Amostragem

Foi realizada amostragem preferencial (ORLÓCI 1991), onde os 90 indivíduos de *H. dulcis* foram selecionados na floresta secundária invadida em duas áreas de aproximadamente 3ha, uma no Vale do rio Ligeiro e outra no Encantado (Figura 1). Delimitou-se uma distância mínima de 10 m entre os indivíduos amostrados para cada estágio ontogenético. Para caracterização dos estágios ontogenéticos, adotou-se as seguintes classificações: juvenis iniciais ($n = 30$), indivíduos com altura máxima de 1,0 m e DAS (diâmetro à altura do solo) máximo de 5 cm; juvenis tardios ($n = 30$), indivíduos com altura máxima de 8,0 m e DAP (diâmetro a altura do peito) máximo de 30 cm e adultos ($n = 30$), indivíduos com altura mínima de 10,0 m e DAP mínimo de 30 cm.

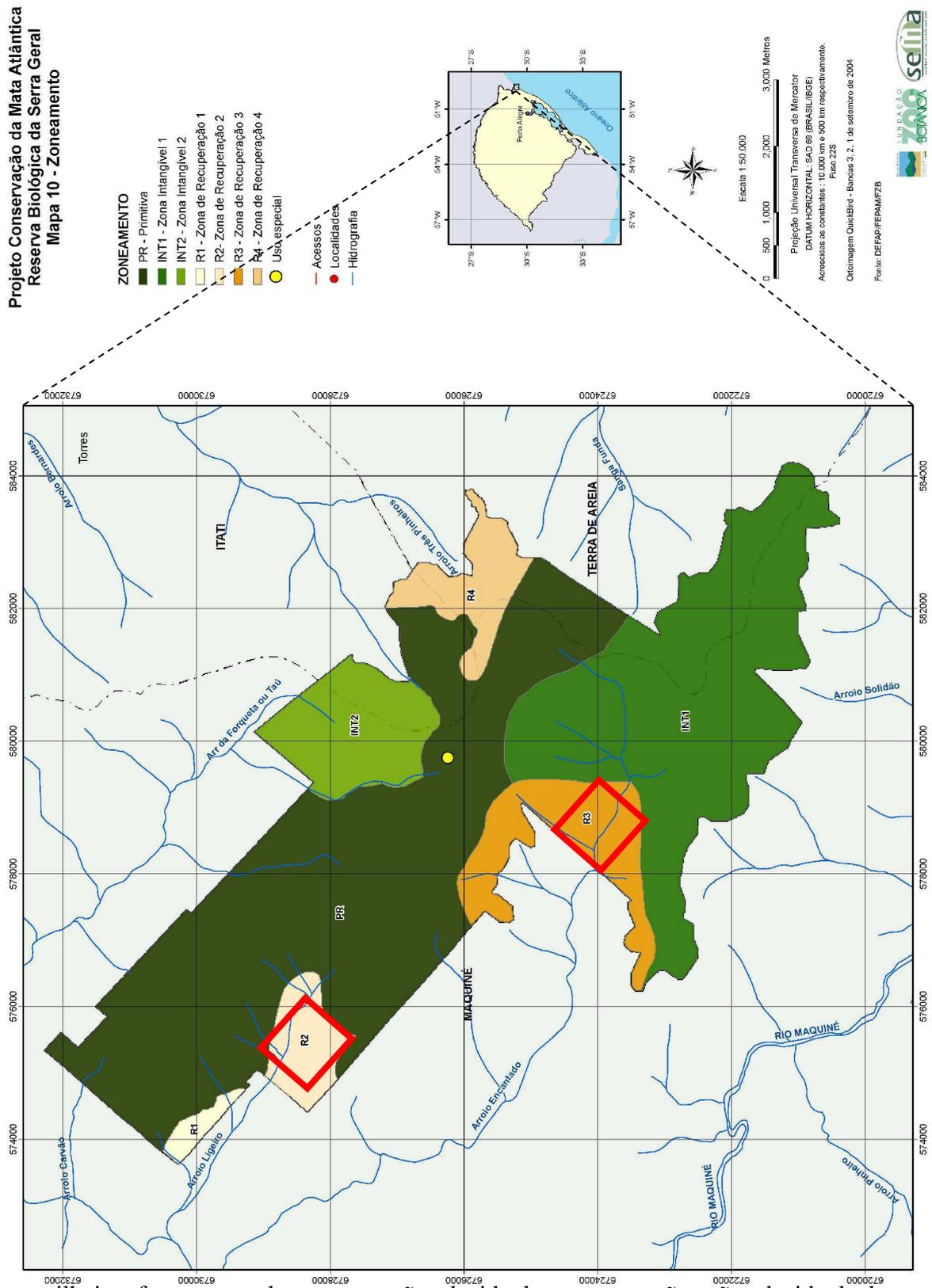
Foram amostrados todos os indivíduos arbóreos (riqueza arbórea) com altura superior a 1 m em uma parcela circular com raio de 3 m centrada em cada indivíduo de *H. dulcis* nos diferentes estágios ontogenéticos (juvenil inicial, juvenil tardio e adulto). Para a vegetação com altura inferior a 1 m, foi estimada a porcentagem de cobertura herbácea no raio de 3 m entorno de cada indivíduo de *H. dulcis* amostrado. As porcentagens de cobertura herbácea foram visualmente estimadas dividindo a parcela circular em quatro seções iguais para assegurar medidas mais exatas. As seguintes categorias de cobertura foram usadas: 1 = 01 a 25%; 2 = 26 a 50%; 3 = 51 a 75% e 4 = 76 a 100% (metodologia adaptada de QUERO *et al.* 2008).

A abertura de copa, a luminosidade e a profundidade da serrapilheira foram avaliadas tanto na época em que os indivíduos de *H. dulcis* apresentavam folhas (verão/fevereiro de 2010), como na época em que os indivíduos estavam completamente decíduos (inverno/agosto de 2010). A profundidade da serrapilheira foi medida em quatro pontos da parcela circular utilizando uma régua milimetrada de metal, que se encostava ao solo.

A incidência luminosa foi avaliada através da análise de fotografias hemisféricas, que medem a porcentagem de luz emitida e abertura de dossel (VALLADARES & GUZMÁN 2006). Os parâmetros abordados foram: porcentagem de abertura de copa e o total de radiação fotossinteticamente ativa transmitida através do dossel (radiação direta + radiação difusa), denominada porcentagem de luminosidade

neste trabalho. As hemifotografias são uma maneira indireta de se medir a quantidade de luz (ENGELBRECHT & HERZ 2001). Para assegurar a iluminação homogênea do dossel e um contraste correto entre o dossel e o céu, todas as fotografias foram tomadas em dias nublados. Com a máquina apoiada sobre um tripé a cerca de 1,80 m de altura (RICH 1990), a lente foi nivelada com nível de bolha e a câmera direcionada para o norte. As fotos foram obtidas através de uma câmera fotográfica digital Nikon Coolpix 950 com lente olho de peixe de 8 mm, que fornece a abertura do dossel em 180°. As análises das fotografias de abertura de copa foram feitas utilizando-se o programa Gap Light Analyzer vs. 2.0 (FRAZER *et al.*1999), que fornece a porcentagem de abertura de copa e a porcentagem de transferência de radiação direta e difusa através do dossel.

**Projeto Conservação da Mata Atlântica
Reserva Biológica da Serra Geral
Mapa 10 - Zoneamento**



serrapilheira foram testadas na estação decidual e na estação não decidual dos indivíduos de *H. dulcis*, entre os diferentes estágios ontogenéticos, através de ANOVA *one-way* (ZAR 1999). E para testar as diferenças entre as variáveis ambientais de

abertura de copa, luminosidade, profundidade da serrapilheira, cobertura de herbáceas e riqueza de arbóreas no nicho de regeneração de *H. dulcis* para os diferentes estágios ontogenéticos, utilizou apenas o período não decidual, analisados através de MANOVA.

As médias de porcentagem foram transformadas utilizando arcoseno de $\sqrt{x/100}$, e as demais para logaritmo.

A composição de espécies nos diferentes estágios ontogenéticos de *H. dulcis* foi comparada com PERMANOVA (ANDERSON 2001) no Programa estatístico R, pacote Vegan, utilizando Distância Ecológica Euclidiana. Posteriormente, foram conferidos os gradientes de ordenação das espécies com *nonmetric* MDS (NMDS) feitos no programa estatístico R. *Nonmetric* MDS é baseado apenas na ordem de ranqueamento de dissimilaridades com o objetivo de criar a representação gráfica de objetos com baixa dimensionalidade (LEGENDRE & LEGENDRE 1998).

3. RESULTADOS

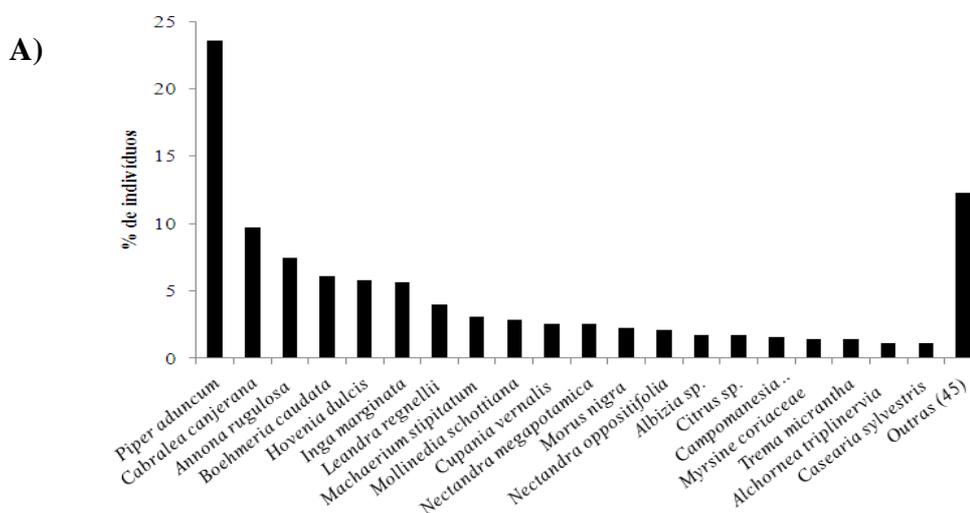
Foram amostrados 708 indivíduos arbóreos pertencentes a 64 espécies na parcela circular no entorno de indivíduos adultos de *H. dulcis* (Figura 1 – A). Na parcela circular nos indivíduos juvenis tardios de *H. dulcis*, foi amostrado 753 indivíduos arbóreos pertencentes a 59 espécies (Figura 1 – B). No entorno dos indivíduos juvenis

iniciais de *Hovenia dulcis* foram amostrados 696 indivíduos arbóreos pertencentes a 54 espécies (Figura 1 – C).

De acordo com a Figura 1, no levantamento da riqueza arbórea, tanto no entorno de adultos como de juvenis tardios de *H. dulcis* a maior abundância de indivíduos foi de *Piper aduncum* e *Cabralea canjerana*, enquanto que no entorno de juvenis iniciais, a maior abundância foi de indivíduos da própria espécie exótica. Cabe ressaltar que a maioria destes indivíduos eram adultos.

A porcentagem de abertura de copa diferiu entre os estágios ontogenéticos avaliados no período não decidual ($F = 15,489$; $gl = 2$; $p < 0,001$), sendo que locais com indivíduos adultos apresentaram menor porcentagem de abertura de copa que os juvenis. No entanto na fase decidual não houve variação entre os estágios avaliados ($F = 1,864$; $gl = 2$; $p = 0,161$). Não houve variação na porcentagem de luminosidade entre os estágios ontogenéticos em ambas as fases decidual ($F = 0,702$; $gl = 2$; $p = 0,498$) e não decidual ($F = 1,233$; $gl = 2$; $p = 0,296$) da espécie exótica.

A profundidade da serrapilheira foi menor em locais onde ocorriam juvenis tardios, que em locais onde ocorriam adultos e juvenis iniciais durante a fase decidual da espécie exótica ($F = 10,424$; $gl = 2$; $p < 0,001$). No entanto, durante a fase não decidual, não houve variação na porcentagem de serrapilheira entre os diferentes estágios avaliados ($F = 2,777$; $gl = 2$; $p = 0,068$). Na Tabela 1, estão apresentados os valores médios das variáveis ambientais de abertura de copa, luminosidade e profundidade da serrapilheira avaliadas durante o período não decidual e decidual nos indivíduos de *H. dulcis* amostrados nos diferentes estágios ontogenéticos.



B)

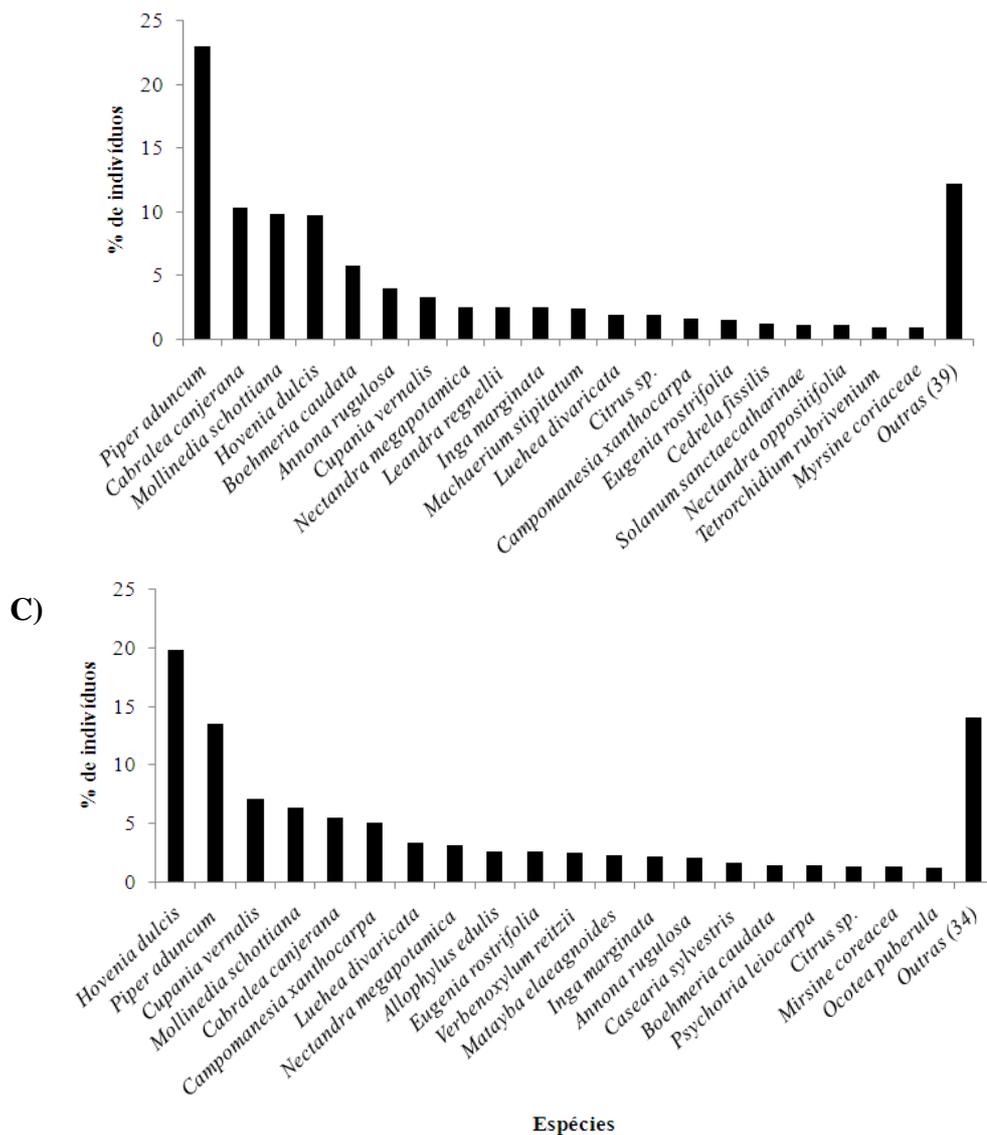


Figura 2. Porcentagem do número de indivíduos arbóreos por espécie amostrada nas parcelas circulares em torno dos indivíduos de *Hovenia dulcis* nos diferentes estágios ontogenéticos (A) adultos; B) juvenis tardios e C) juvenis iniciais.

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais medidas para os diferentes estágios ontogenéticos dos indivíduos de *Hovenia dulcis* avaliados no período não decidual e no período decidual. Os dados representam média \pm erro padrão ($n = 30$). Em uma mesma coluna, médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Abertura de copa (%)		Luminosidade (%)		Profundidade da serrapilheira (cm)	
não decidual	decidual	não decidual	decidual	não decidual	decidual

Adulto	13,82±0,16 b	20,15±0,11 a	38,30±1,30 a	52,44±1,49 a	0,84±0,15 a	2,3±0,15 a
Juvenil tardio	14,7±0,21 a	18,90±0,53 a	40,21±1,21 a	51,40±1,75 a	0,49±0,14 a	1,68±0,15 b
Juvenil inicial	15,08±0,16 a	20,41±0,69 a	41,23±1,37 a	54,4 ±2,17 a	0,88±0,15 a	2,51±0,17 a

A análise de variância multivariada indicou a existência de diferenças entre os estágios ontogenéticos (MANOVA: Wilks's Lambda = 0,623; $F = 15,229$; $P < 0,001$) confirmando a variação na porcentagem de abertura de copa ($F = 9,927$; $P < 0,001$) durante a fase decidual, e a variação na porcentagem de cobertura herbácea ($F = 2,706$; $P = 0,05$) entre os diferentes estágios durante esta mesma fase. Na ANOVA one-way, realizada *a posteriori* para avaliar quais estágios se diferenciam, observou-se que locais com indivíduos adultos apresentavam maior porcentagem de cobertura herbácea que locais com juvenis tardios e iniciais, neste gradiente de maior para menor cobertura de indivíduos deste porte. No entanto a riqueza do estrato arbóreo não variou entre os diferentes estágios avaliados.

A composição de espécies no nicho de regeneração de *H. dulcis* diferiu entre os diferentes estágios ontogenéticos (PERMANOVA composição, $F = 4,49$, $P = 0,001$). O Plot (*Non-metric* MDS) da ordenação das espécies entre os diferentes estágios ontogenéticos é apresentado na Figura 2. O número de eixos a partir do qual houve redução de estresse mínimo foi em duas dimensões (Stress = 31,48). No entanto, observou-se um stress alto, permanecendo os dados como uma nuvem de pontos, apesar do gradiente sutil entre indivíduos adultos, juvenis tardios e juvenis iniciais ao longo dos eixos.

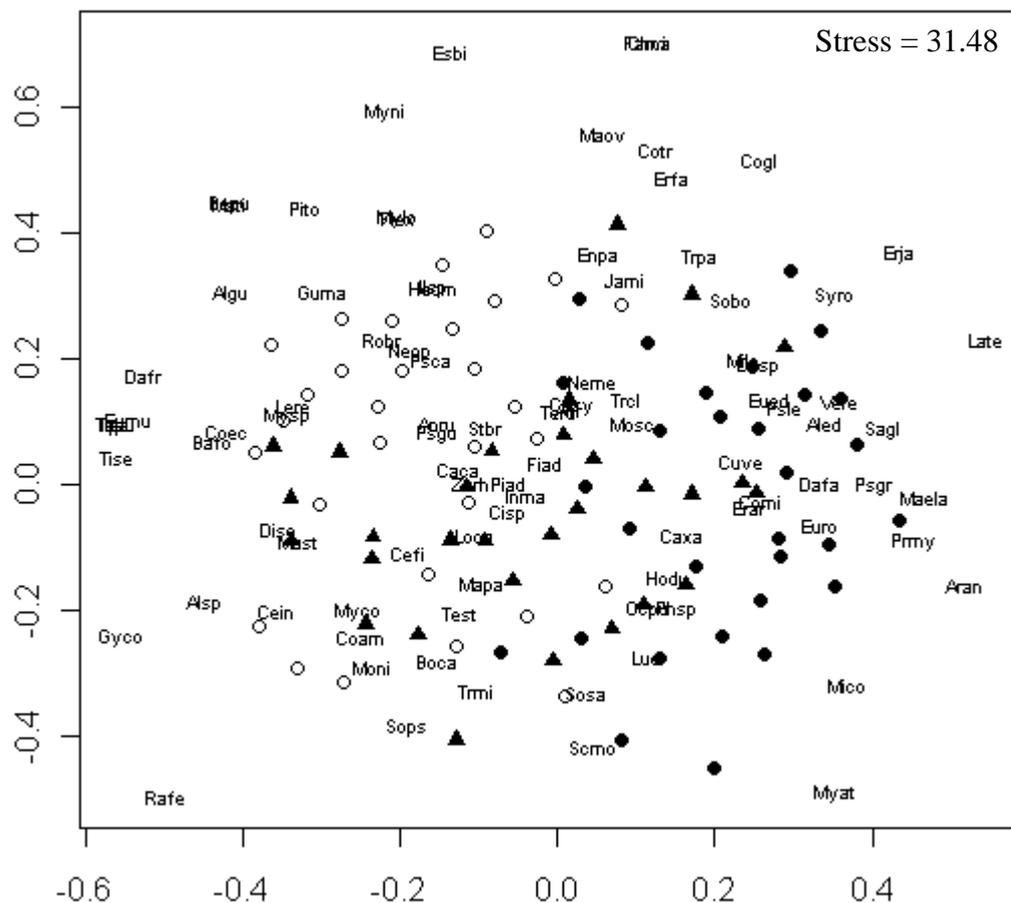


Figura 3. Plot da ordenação (*Non-metric MDS*) das espécies nos diferentes estágios ontogenéticos de indivíduos de *Hovenia dulcis*. Círculos vazados = adultos; Triângulos = juvenis tardios; Círculos cheios = juvenis iniciais. Legenda das espécies: Alsp = *Albizia sp.*; Altr = *Alchornea triplinervia*; Aled = *Allophylus edulis*; Algu = *Allophylus guaraniticus*; Anru = *Annona rugulosa*; Aran = *Araucaria angustifolia*; Bafo = *Bauhinia forficata*; Bepu = *Bernardia pulchella*; Boca = *Boehmeria caudata*; Caca = *Cabralea canjerana*; Caxa = *Campomanesia xanthocarpa*; Casy = *Casearia sylvestris*; Cefi = *Cedrela fissilis*; Cein = *Cestrum intermedium*; Chvi = *Chrysophyllum viride*; Cisp = *Citrus sp.*; Cogl = *Colubrina glandulosa*; Coam = *Cordia americana*; Coec = *Cordia ecalyculata*; Cotr = *Cordia trichotoma*; Comi = *Coussapoa microcarpa*; Cuve = *Cupania vernalis*; Dafr = *Dalbergia frutescens*; Dafa = *Daphnopsis fasciculata*; Dasp = *Dasyphyllum spinescens*; Dise = *Dicksonia sellowiana*; Enpa = *Endlicheria paniculata*; Erja = *Eriobotrya japonica*; Erfa = *Erythrina falcata*; Erar = *Erythroxylum argentinum*; Esbi = *Escallonia bifida*; Eumu = *Eugenia multicostata*; Euro = *Eugenia rostrifolia*; Eued = *Euterpe edulis*; Fama = *Faramea marginata*; Fiad = *Ficus adhatodifolia*; Fiex = *Ficus eximia*; Guma = *Guarea macrophylla*; Gyco = *Gymnanthes concolor*; Heom = *Hennecartia omphalandra*; Hodu = *Hovenia dulcis*; Ilpa = *Ilex paraguariensis*; Ilsp = *Ilex sp.*; Inma = *Inga marginata*; Jami = *Jacaranda micrantha*; Late = *Lamanonia ternata*; Lere = *Leandra regnellii*; Loca = *Lonchocarpus campestris*; Ludi = *Luehea divaricata*; Mapa = *Machaerium paraguariense*; Mast = *Machaerium stipitatum*; Mati = *Maclura tinctoria*; Maov = *Magnolia ovata*; Maela = *Matayba elaeagnoides*; Mico = *Mirsine coreacea*; Milo = *Mirsine lorentziana*; Mosc = *Mollinedia schottiana*; Moni = *Morus nigra*; Mysp = *Myrceugenia sp.*; Myat = *Myrrhinium atropurpureum*; Myco = *Myrsine coriaceae*; Mylo = *Myrsine lorentziana*; Myni = *Myrtaceae NI*; Neme = *Nectandra megapota mica*; Neop = *Nectandra oppositifolia*; Ocpu = *Ocotea puberula*; Phsp = *Phenax sp.*; Piad = *Piper aduncum*; Pito = *Piptocarpha tomentosa*; Prmy = *Prunus myrtifolia*; Psgr = *Pseudobombax grandiflorus*; Psca = *Psidium cattleyanum*; Psgu = *Psidium guajava*; Psle = *Psychotria leiocarpa*; Rafe = *Randia ferox*; Robr = *Roupala brasiliensis*; Sagl = *Sapium glandulosum*; Scmo = *Schefflera morototoni*; Sops = *Solanum pseudoquina*; Sosa = *Solanum sanctaecatharinae*; Sobo = *Sorocea bonplandii*; Stbr = *Strychnos brasiliensis*; Syro = *Syagrus romanzoffiana*; Tapu = *Tabebuia pulcherrima*; Test = *Tecoma stans*; Teru = *Tetrorchidium rubrivenium*; Tise = *Tibouchina sellowiana*; Trmi = *Trema micrantha*; Trcl = *Trichilia clausenii*; Trpa = *Trichilia pallens*; Vere = *Verbenoxylum reitzii*; Zarh = *Zanthoxylum rhoifolium*.

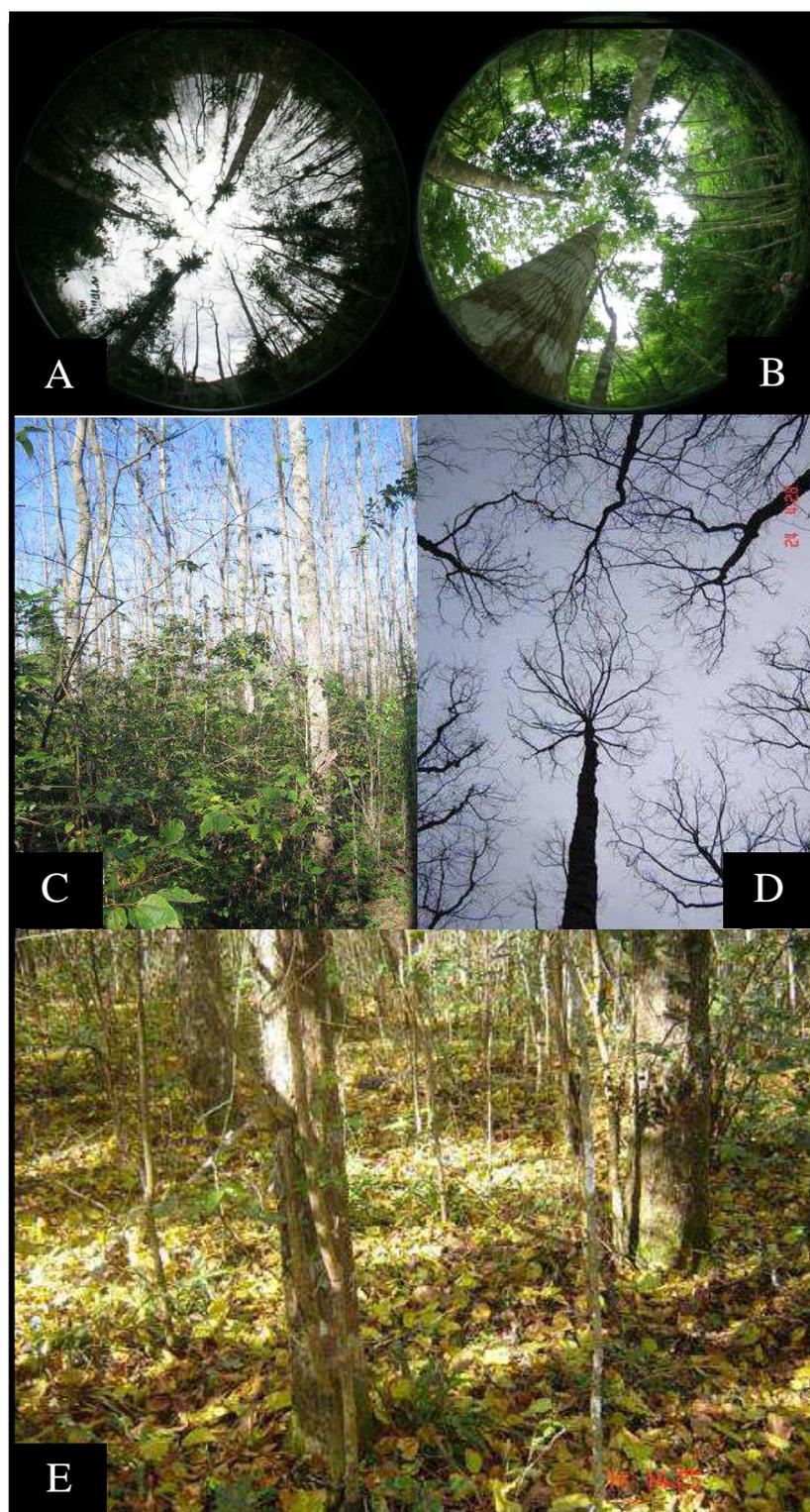


Figura 4: Fotos hemisféricas de *Hovenia dulcis* no período decidual (A) e no período não decidual (B). Indivíduos adultos de *H. dulcis* no período decidual e capoeira regenerante (C). Copa de indivíduos de *H. dulcis* no período decidual (D). Área com *H. dulcis* no período decidual, mostrando a camada de serrapilheira (E).

4. DISCUSSÃO

Através da análise dos indivíduos da árvore exótica *H. dulcis* nos diferentes estágios ontogenéticos avaliados nas áreas de floresta secundária em regeneração observa-se uma mudança no nicho de regeneração de juvenis para adultos em função da abertura de copa, onde locais com juvenis apresentaram maior porcentagem de abertura de copa que locais com adultos durante a fase não decidual. Este resultado pode ser pelo fato que indivíduos adultos de *H. dulcis* dominam o dossel e também por apresentar uma copa pouco densa, acentuam o efeito da abertura de copa. No entanto, durante o período decidual, não houve diferença na abertura em todos os estágios ontogenéticos. Provavelmente em função do grande número de indivíduos de *H. dulcis* no entorno dos três estágios ontogenéticos avaliados, contribuindo com a porcentagem de abertura de copa constante mesmo durante este período, ou seja, todos os indivíduos de *H. dulcis* no entorno perdem as folhas. Cabe ressaltar que as florestas com dossel mais fechado, têm sido mencionadas há muito tempo como altamente resistentes à invasão (CAVERS & HARPER 1967, CRAWLEY 1987, REJMÁNEK 1989, VON HOLLE *et al.* 2003).

Devido à forte influência da luz sobre o crescimento das árvores, especialmente na regeneração natural, mudanças na abertura do dossel causadas pela grande densidade de indivíduos de *H. dulcis* podem alterar o nicho de espécies nativas já que existe grande diversidade de espécies co-ocorrendo que possuem respostas diferentes de tolerância a luz (FREITAS 2004). A porcentagem de luz entre os indivíduos avaliados nos diferentes estágios ontogenéticos não variou tanto no período decidual quanto no não decidual, evidenciando que a luminosidade emitida através do dossel nas diferentes fases não é afetada pela queda total das folhas. No entanto, a alta porcentagem de luz (50%) durante o período decidual, pode ser aproveitada por espécies pioneiras durante a sucessão da floresta em regeneração, mas também pode ser um fator limitante para o estabelecimento de espécies clímax.

Por exemplo, o palmito (*Euterpe edulis*) apresenta menor desempenho no crescimento inicial de suas plântulas em condições de luz plena, sugerindo menor capacidade competitiva da espécie sob intensa luminosidade (NAKAZONO *et al.* 2001). Portanto, mudanças na quantidade de luz que entra no sub-bosque podem afetar a estrutura e composição das espécies que regeneram no entorno da espécie exótica e pode alterar os processos de regeneração das espécies nativas. WHITMORE (1989) sugeriu que em florestas tropicais onde predominam clareiras pequenas, espécies

tolerantes à sombra seriam mais abundantes do que as intolerantes, compondo todas as fases sucessionais do mosaico florestal, inclusive a fase clareira. Ou seja, a maior abertura de copa proporcionada pelos indivíduos principalmente adultos de *H. dulcis* pode funcionar de forma semelhante a abertura de clareiras em florestas tropicais não decíduas.

Durante o período decidual, a profundidade da serrapilheira foi maior no entorno de adultos e juvenis iniciais do que no entorno de juvenis tardios, fato que ocorre devido à provável maior quantidade de serrapilheira produzida por adultos que juvenis tardios, em função do maior volume de copa destes. Nos indivíduos juvenis iniciais este aumento pode ser explicado pela presença de mais indivíduos adultos de *H. dulcis* no entorno destes, contribuindo com o aumento da serrapilheira, no entanto, não diferiu entre os estágios ontogenéticos avaliados no período não decidual, sendo menor a profundidade nesta época. A deciduidade pode favorecer a sobrevivência e o crescimento das espécies mais exigentes em relação à luz como secundárias iniciais, provavelmente em decorrência da variação na quantidade de luz que chega ao subosque. Ao mesmo tempo a deciduidade pode afetar a germinação e sobrevivência de plântulas no substrato da floresta pelo aumento temporal da camada da serrapilheira. A presença e atividade de microorganismos podem aumentar em função da decomposição (BLAGODASKAYA, & ANDERSON 1998), e a presença de compostos alelopáticos nas folhas (dados Cap. III) também pode contribuir com alterações na fisiologia dos regenerantes, afetando ou contribuindo para o estabelecimento de cada espécie.

A menor porcentagem de cobertura herbácea observada no nicho de regeneração de juvenis iniciais pode favorecer a competição destes indivíduos heliófitos, contribuindo com o aumento da probabilidade de sucesso destes e também de espécies lenhosas de estágios sucessionais iniciais. De acordo com DAVIS *et al.* (1998), ambientes úmidos e sombreados aumentam a intensidade de competição por luz entre a vegetação herbácea e plantas lenhosas jovens. As altas porcentagens de luminosidade tanto no período decidual como no não-decidual nos locais onde ocorrem indivíduos juvenis iniciais e o grande número de indivíduos adultos de *H. dulcis* no entorno destes juvenis, podem estar contribuindo com a diminuição na competição das espécies heliófitas por acesso a luz.

Hovenia dulcis é originária de florestas decíduas (RICHARDSON 1966), onde a maioria das espécies perde suas folhas durante o inverno. Esta característica determinada pela fisiologia da espécie pode ser problemática em ambientes florestais

que não sofrem este ciclo anual. A maior incidência de luz nos estratos inferiores da floresta é o primeiro fator a alterar o microclima. Ao invadir a floresta, *H. dulcis* torna-se dominante no dossel e, ao perder as folhas na estação decidual, o aumento de 40 para 50% de luz refletida no sub-bosque pode alterar as características abióticas no estrato regenerante.

A recuperação das funções ecológicas em florestas secundárias é viável, mas nem todos os sítios apresentam boas capacidades de regeneração natural, sendo esta, influenciada por vários fatores, como história de uso da área, fertilidade do solo, disponibilidade de água e tempo de abandono (OLIVEIRA & SILVA 1992). A presença de *H. dulcis*, como invasora destes ambientes pode contribuir com a heterogeneidade dos nichos disponíveis às espécies nativas, em função das diferenças na quantidade e qualidade de luz no interior da floresta e na profundidade de serrapilheira produzida, considerando que as espécies individualmente possuem requerimentos ecológicos distintos e respondem diferentemente às intervenções e a distúrbios (FREITAS 2004).

A composição de espécies nos diferentes estágios ontogenéticos de *H. dulcis* pode estar associado às diferenças nas variáveis abióticas no nicho de regeneração em cada estágio principalmente relacionado à luminosidade. Estudos em ambientes florestais indicaram que pequenas guildas de espécies podem dividir gradientes de luz através de *tradeoff* entre taxa de crescimento em melhores condições de luminosidade e sobrevivência em sombreamento (PACALA *et al.* 1993, KOBE 1999)

Assim, o aumento na porcentagem de abertura de copa, na luminosidade e na profundidade da serrapilheira durante o período não decidual para o período decidual pode variar o microclima do sub-bosque. Esta variação pode interferir na germinação e estabelecimento de plântulas e conseqüentemente na composição. No entanto a espécie exótica invasora pode se aproveitar da expansão do gradiente de abertura de copa e luminosidade para o estabelecimento de indivíduos co-específicos, já que estes necessitam de muita luz para desenvolver no interior da floresta em estágio avançado de regeneração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVAREZ-SÁNCHEZ, J. & GUEVARA, S. Litter interception on *Astrocaryum mexicanum* Liebm. (Palmae) in a Tropical Rain Forest. **Biotropica** 31: 89-92, 1999.
- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26: 32-46, 2001.
- BLAGODASKAYA, E.V. & ANDERSON, T.H. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and QCO₂ of microbial communities in Forest soils. **Soil Biology and Biochemistry** 30 (10/11): 1269-1274, 1998.
- BLOSSEY B. & NÖTZOLD R. Evolution of increased competitive ability in invasive non-indigenous plants: a hypothesis. **Journal of Ecology** 83: 887- 889, 1995.
- CAVERS P.B. & HARPER J.L. 1967. Studies in the dynamics of plant populations. 1. The fate of seed and transplants introduced into various habitats. **Journal of Ecology** 55: 59-71.
- CHASE, J.M. & LEIBOLD, M.A. **Ecological Niches**. University of Chicago Press, Chicago, IL., 2003.
- CHAZDON R.L., PEARCY R.W. The importance of sunflecks for forest understory plants. **BioScience** 41:760-766, 1991.
- CRAWLEY M.J. 1987. What makes a community invasible? In: Crawley Figure 4. The exotic herbaceous perennial, Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum*). In its introduced range in Europe and the US, it spreads exclusively by vegetative reproduction, aggressively invading both sunny and shady habitats. PH MARTIN *et al.* Shade-tolerant invaders. MJ, Edwards PJ, and Gray AJ (Eds). **Colonization, succession and stability**. Oxford, UK: Blackwell Scientific.
- DAVIS, M.A.; GRIME, J.P. & THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology** 88: 528-534, 2000.
- DAVIS, M.A.; WRAGE, K.J. & REICH, P.B. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. **Journal of Ecology** 86 (4): 652-661, 1998.
- DRAKE, D.R. & PRATT, L.W. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small-scale physical disturbance. **Biotropica** 33: 319-323, 2001.
- ENGELBRECHT, B.M. & HERZ, H.M. Evaluation of different methods to estimate understory light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology** 17: 207-224, 2001.
- FACCELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** 57: 1-32, 1991.
- FACON, B.; GENTON, B.J.; SHYKOFF, J.; JARNE, P.; ESTOUP, A. & DAVID, P. A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. **Trends in Ecology and Evolution** 21: 130-135, 2006.
- FRANCO, A.C. & NOBEL, P. S. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. **Journal of Ecology** 77: 870-886, 1989.
- FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D. & LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation**. Copyright. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystems Studies, Millbrook, New York, 1999.
- FREITAS, J. V. **Improving tree selection for felling and retention in natural forest in Amazônia through spatial control and targeted seed tree retention: a case**

- study of a forest management project in Amazonas state**, Brazil. Thesis – Doctor of Philosophy, University of Aberdeen, Escotland, 2004.
- GARCÍA-GUZMÁN, G. & BENÍTEZ-MALVIDO, B. Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedling of the tropical tree *Nectandra ambigens*. **Journal of Tropical Ecology** 19:171-177, 2003.
- GEORGE, L.O. & BAZZAZ, F.A. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. **Ecology** 80: 833-845, 1999.
- GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. **Biological Review** 52: 107–145, 1977.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** 5: 173-185, 1989.
- KEANE, R.M. & CRAWLEY, M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution** 17: 164–170, 2002.
- KITAJIMA, K. & FENNER, M. Ecology of seedling regeneration. **Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities** (ed. M. Fenner), pp. 331–359. CABI Publishing, Wallingford, 2000.
- KOBE, R.K. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. **Ecology** 80: 187–201, 1999.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE L. **Numerical ecology**, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam, 1998.
- MIRITI, M.N. Ontogenetic shift from facilitation to competition in a desert shrub. **Journal of Ecology** 94: 973–979, 2006.
- NAKAZONO, E.M.; COSTA, M.C.; FUTATSUGI, K. & PAULILO, M.T.S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revista Brasileira de Botânica** 24 (2): 173-179, 2001.
- NICOTRA, A.B.; CHAZDON, R.L. & IRIARTE, S. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology** 80: 1908–1926, 1999.
- OLIVEIRA, L.C. & SILVA, J.N.M. Dinâmica de diferentes grupos ecológicos de espécies arbóreas em uma floresta secundária em Belterra-PA. In: **Embrapa silvicultura**, 1992.
- ORLÓCI, L. Poorean approximation and fisherian inference in bioenvironmental analysis. **Advances in Ecology** 1: 65-71, 1991.
- PACALA, S.W. *et al.* Forest models defined by field-measurements. 1. The design of a northeastern forest simulator. **Canadian Journal of Forest Research** 23: 1980–1988, 1993.
- PARRISH, J.A.D. & BAZZAZ, F.A. Ontogenetic niche shifts in old-fields annuals. **Ecology** 66: 1296–1302, 1985.
- QUERO, J.L.; GÓMEZ-APARICIOA, L.; ZAMORA, R. & MAESTRE, F.T. Shifts in the regeneration niche of an endangered tree (*Acer opalus* ssp. *granatense*) during ontogeny: Using an ecological concept for application. **Basic and Applied Ecology** 9: 635–644, 2008.
- READER, R.J. Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old field species. **Journal of Ecology** 81:169–75, 1993.
- REJMÁNEK M. Invasibility of plant communities. In: DRAKE J, DICASTRI F, GROVES R, *et al.* (Eds). **Biological invasions: a global perspective**. Chichester, UK: Wiley and Sons, 1989.

- RICH, P. M. Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. **Remote Sensing Review** 5: 13–29, 1990.
- RICHARDSON, S.D. **Forestry in communist China**. Baltimore: J. Hopkins Press. 237p., 1966.
- ROGERS, H.M. Litterfall, decomposition and nutrient release in a lowland tropical rain forest, Morobe Province, Papua New Guinea. **Journal of Tropical Ecology** 18:449-456, 2002.
- SANTOS, S.L. & VÁLIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica** 25: 89-92, 2002.
- SILVERTOWN, J. Plant coexistence and the niche. **Trends in Ecology & Evolution**, 19: 605–611, 2004.
- SVENNING, J.C. Small canopy gaps influence plant distribution in the Rain forest understory. **Biotropica** 32(2): 252-261, 2000.
- TILMAN, D. **Resource Competition and Community Structure**. Princeton University Press, NJ, 1982.
- VALLADARES, F. & GUZMÁN, B. Canopy structure and spatial heterogeneity of understory light in abandoned Holm oak woodlands. **Annals of Forest Science**, 63, 1–13, 2006.
- VASCONCELOS, H.L. & LUIZÃO, F.J. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. **Ecological Application** 14: 884-892, 2004.
- VITOUSEK P.M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology** 65: 285-298, 1984.
- VON HOLLE B., DELACOURT H.R, AND SIMBERLOFF D. 2003. The importance of canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** 70: 536-538, 1989.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3. ed. New Jersey, Prentice Hall, 1999.
- ZOLADESKI, C.A. & MAYCOCK, P.F. Dynamics of the boreal forest in Northwestern Ontario. **American Midland Naturalist** 124: 289–300, 1990.

CAPÍTULO III

Efeito alelopático de lixiviados hidrosolúveis de folhas de *Hovenia dulcis* Thunb. sobre a germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de *Casearia sylvestris* Sw..

1. INTRODUÇÃO

Os compostos alelopáticos produzidos pelos vegetais podem ser liberados no ambiente de diferentes maneiras, como exsudação radicular, volatilização, decomposição de resíduos e lixiviação (RICE 1984). Os aleloquímicos também podem estar presentes em diferentes tecidos da planta, incluindo folhas, caules, raízes, rizomas, flores, frutos e sementes, variando suas concentrações durante as fases do ciclo de vida (RICE 1984).

A maioria dos compostos alelopáticos provém do metabolismo secundário e estão simultaneamente relacionados tanto a mecanismos de defesa das plantas contra ataques de microrganismos e insetos (MEDEIROS 1990) quanto na interação com outros indivíduos, podendo alterar processos essenciais envolvidos na germinação de sementes e no crescimento e desenvolvimento das plântulas (CARVALHO 1993).

Segundo FERREIRA (2004), a germinação de sementes é menos sensível aos aleloquímicos do que o crescimento de plântulas. Nesse contexto, substâncias alelopáticas podem induzir o aparecimento de plântulas anormais, sendo a necrose da radícula um dos sintomas mais comuns. Muitas vezes o efeito alelopático não afeta a germinabilidade, mas a velocidade de germinação devido ao retardo no andamento dos processos metabólicos. Neste sentido, a alelopatia tem sido reconhecida como um importante mecanismo ecológico que influencia a dominância vegetal, podendo determinar a sucessão primária e secundária, englobando todos os estádios sucessionais (REIGOSA *et al.* 1999), afetando a estrutura, composição e a dinâmica de comunidades vegetais (RIZVI *et al.* 1992, SCRIVANTI *et al.* 2003).

A produção e liberação de aleloquímicos no ambiente representam uma estratégia utilizada por plantas exóticas invasoras para competir e dominar nas comunidades vegetais, podendo modificar a estrutura da comunidade e afetar o recrutamento de espécies nativas durante o processo de sucessão em florestas

secundárias (LARCHER 2000). A espécie arbórea *Hovenia dulcis*, exótica no sul do Brasil apresenta em alguns tecidos e órgãos compostos fenólicos, flavonóides, peptídios alcalóides e saponinas em suas folhas (TAKAI *et al.* 1973, KAWAI *et al.* 1974, OGIHARA *et al.* 1976, INOUE *et al.* 1978, KIMURA *et al.* 1981, KOBAYASHI *et al.* 1982, OGIHARA *et al.* 1987), que supõe-se serem aleloquímicos que podem reduzir a germinação de sementes de espécies nativas nos ambientes em que está presente em grande densidade. Sabe-se que as folhas de plantas jovens produzem compostos químicos que as protegem da herbivoria (BUONO *et al.* 2008).

Além dos potenciais compostos alelopáticos nas folhas, *Hovenia dulcis* é uma espécie decidual, os indivíduos perdem totalmente as folhas durante o inverno aumentando a profundidade da camada de serrapilheira aumentando a concentração de lixiviados liberados no solo. Espécies arbóreas decíduas constituem um importante fator na manutenção da comunidade vegetal devido ao aumento da serapilheira que influencia a germinação, a emergência e o estabelecimento das plântulas (FACCELLI & PICKETT 1991, READER 1993, DRAKE & PRATT 2001, GARCÍA-GUZMÁN & BENÍTEZ-MALVIDO 2003).

Estudos avaliando o efeito alelopático de espécies arbóreas exóticas invasoras são escassos, principalmente utilizando espécies nativas nos testes de germinação. KEAY *et al.* (2000) observaram que os extratos aquosos da exótica *Sapium sebiferum* não diminuiu nem retardou a germinação da gramínea nativa *Schizachyrium scoparium*, promovendo o crescimento destas plântulas nos testes realizados. Da mesma forma, CONWAY *et al.* (2002), constataram a ausência de inibição dos extratos aquosos da invasora *Sapium sebiferum* na germinação de sementes das árvores nativas *Salix nigra* e *Taxodium distichum*. Ao contrário, para três espécies arbóreas de *Acacia* invasoras no continente europeu CARBALLEIRA & REIGOSA (1999) demonstraram que os lixiviados de flores de *A. dealbata* apresentam fortes efeitos inibitórios na germinação e crescimento de *Lactuca sativa*, sendo que o período de florescimento *A. dealbata* coincide com o período da germinação de espécies nativas, realçando o caráter alelopático da invasão.

Não existem trabalhos publicados sobre a capacidade invasora de *H. dulcis* em ambientes florestais. Contudo, a ocorrência e a densidade desta espécie exótica no ambiente nativo indicam que *H. dulcis* apresenta características de invasora (Dados Capítulo I). Existem ainda poucos estudos sobre ocorrência de plantas invasoras em ambientes florestais na América do Sul (CRONK & FULLER 1995). Segundo a

Embrapa Florestas, as espécies florestais invasoras mais conhecidas no Brasil são *Prosopis juliflora*, *Acacia mangium*, *Pinus* spp., *Hovenia dulcis*, *Ligustrum lucidum* e *Pittosporum undulatum*. A algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) na região da Caatinga, forma densos maciços populacionais e compete com as espécies nativas, afetando severamente a composição florística, a diversidade e a estrutura das comunidades invadidas (PEGADO *et al.* 2006). Na Mata Atlântica, estudos com a palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana*, que se apresenta invasora em fragmentos florestais no estado de São Paulo (DISLICH *et al.* 2002), mostram grande densidade da espécie nas áreas invadidas. Diferentes espécies de *Pinus* invadem Unidades de Conservação nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil (ZILLER & GALVÃO 2001). Também *Ligustrum lucidum*, espécie que assim como *Hovenia dulcis* é nativa da China, tem se mostrado invasora na região sul e sudeste do Brasil (INSTITUTO HÓRUS 2010).

Experimentos que avaliam efeitos alelopáticos na germinação geralmente utilizam sementes de espécies cultivadas, como *Lactuca sativa* (alface) e *Lycopersicon esculentum* Mill. (tomate), para testar a resistência ou a tolerância aos agentes aleloquímicos (CASTRO *et al.* 1983, GATTI *et al.* 2004). A utilização de sementes de espécies nativas em experimentos de alelopatia não é muito comum, devido à heterogeneidade de respostas das sementes. No entanto, optar pelo uso de sementes nativas em testes de germinação é necessário para se avaliar melhor os efeitos em espécies que ocorrem em ambientes invadidos. ORR *et al.* (2005) testaram se espécies arbóreas nativas da América do Norte em estágios sucessionais iniciais (*Acer saccharinum*, *Populus deltoides*, e *Platanus occidentalis*) respondiam diferentemente aos potenciais efeitos alelopáticos de *Lolium arundinaceum* e *Elaeagnus umbellata*, duas espécies de plantas invasoras, e encontraram para todas as espécies que os extratos de *L. arundinaceum* reduziram a probabilidade de emergência das plântulas.

O presente trabalho testa os potenciais efeitos alelopáticos da árvore exótica *H. dulcis* sobre a germinação e crescimento de plântulas de *Casearia sylvestris* Swartz (Salicaceae), espécie arbórea que ocorre desde o México até o Uruguai e, no Rio Grande do Sul, é presente em todas as formações florestais (SOBRAL *et al.* 2006). *C. sylvestris* é classificada como espécie de sub-bosque (TABARELLI *et al.* 1993), pioneira (DIAS *et al.* 1998), secundária inicial (AGUIAR *et al.* 2001), secundária tardia (FERRETTI *et al.* 1995) ou clímax exigente de luz (PINTO 1997). É frequente em formações

secundárias, sendo de grande importância para regeneração de áreas degradadas devido à sua alta capacidade adaptativa (LORENZI 2002).

Em função dos possíveis efeitos da alelopatia gerada por espécies exóticas invasoras no recrutamento de espécies nativas, o presente estudo tem como objetivo avaliar o possível efeito de compostos aleloquímicos presentes em solução com lixiviados de folhas de *H. dulcis* sobre a germinação de sementes e crescimento de plântulas de *C. sylvestris*. Este trabalho representa uma etapa importante para a compreensão do potencial inibitório de plantas exóticas invasoras sobre espécies nativas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no laboratório de Biotecnologia Vegetal da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC-RS). As folhas de *Hovenia dulcis* foram coletadas nas áreas de floresta secundária invadida por esta espécie localizada no município de Maquiné, RS (29°32' a 29°38' S; 50°08' a 50°13' W) (descrição completa no item ÁREA DE ESTUDO).

As folhas de árvores adultas de *H. dulcis* foram coletadas com coloração amarelada, antes da abscisão foliar, com o auxílio de podão e tesoura de poda. As mesmas foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas em freezer a -10°C até o momento da extração dos compostos.

A solução com os lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis* foram preparados em três concentrações: 2,5%, 5% e 10% MF/V (massa fresca de folha por volume de água destilada). As folhas foram colocadas em frascos Erlenmeyer e permaneceram em agitador orbital (100 rpm) por 48 horas no escuro a 25°C. Após este período, utilizou-se a solução com lixiviados para iniciar os experimentos de germinação.

2.1. Germinação

Para a realização dos ensaios de germinação, foram utilizadas sementes de *Casearia sylvestris*, adquiridas da Fundação Estadual de Pesquisas Agropecuárias - FEPAGRO FLORESTAS - Santa Maria/RS. Para desinfestação, as sementes foram lavadas com hipoclorito de sódio a 1% durante 10 min e fungicida Benlate® (3g/L) durante 15 min. As sementes foram logo em seguida lavadas em água destilada.

Os testes de germinação foram realizados em placas de Petri esterilizadas contendo uma folha de papel-filtro umedecida com 5 ml de solução com lixiviados. Utilizou-se 5 ml de água destilada em cada placa no tratamento controle. Foram utilizadas 15 repetições (placas) por tratamento com vinte sementes por repetição. As placas foram mantidas em sala com temperatura controlada 25±2°C e fotoperíodo de 16h. Sempre que necessário as placas foram suplementadas com água destilada para manter a hidratação das sementes e plântulas ao longo do período de germinação (60 dias).

As avaliações de germinação foram realizadas aos 14, 21, 25, 29, 32, 36, 39, 43, 46, 50, 56 e 60 dias após a sementeira. Foram consideradas germinadas as sementes que

apresentaram 1 mm de protrusão radicular, e as plântulas foram consideradas normais ou anormais segundo as Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 1992).

As medidas de germinação avaliadas foram: Germinabilidade (%), representando a porcentagem de sementes germinadas em relação ao número de sementes dispostas a germinar; o Índice de Velocidade de Germinação (MAGUIRE 1962) (IVG) como o número de sementes geminadas a cada dia; e Tempo Médio de Germinação (TMG) como a média do tempo necessário para um conjunto de sementes germinarem. Todos estes parâmetros foram calculados de acordo com as fórmulas apresentadas por LABOURIAU (1983).

2.2. Crescimento das plântulas em solo

As plântulas de *Casearia sylvestris* germinadas nos diferentes tratamentos com lixiviados e controle foram transferidas para vasos com substrato orgânico (Ecocitrus®) visando determinar parâmetros de crescimento. As plântulas que apresentavam hipocótilo maior ou igual a 5 cm de comprimento foram retiradas das placas de petri aos 36 (L1) e 60 (L2) dias após o início do experimento, sendo transferidas para solo e mantidas em casa de vegetação. As plântulas permaneceram na casa de vegetação por 30 e 20 dias, para os lotes L1 e L2, respectivamente. Após os respectivos períodos, as plântulas dos lotes L1 e L2 foram avaliadas quanto ao comprimento (mm) da raiz primária e da parte aérea (GATTI *et al.* 2004).

2.3. Análise dos dados

Utilizou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado. Foram avaliadas a homogeneidade das variâncias e a normalidade. As médias de proporções (varia entre 0 e 1) ou porcentagem (varia entre 0 e 100%) foram transformadas utilizando arcoseno de $\sqrt{x/100}$. Para os dados de contagem, como IVG, TMG e número de plântulas, a transformação do tipo raiz quadrada (\sqrt{x} ou $\sqrt{x+k}$) foi utilizada. A constante $k = 0,5$ proposta por BARLETT (1936) foi utilizada quando havia zeros. (ZAR 1999). Os resultados foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA – *One way*), sendo a comparação de médias feita pelo teste de Duncan, ao nível de 5% de probabilidade. As análises foram realizadas com o auxílio do Software SPSS 11.5

3. RESULTADOS

A solução com lixiviados de folhas de *H. dulcis* promoveram a diminuição significativa tanto na taxa de germinação (Tabela 1) quanto no índice de velocidade de germinação (IVG) (Figura 1) de sementes de *C. sylvestris*. Contudo, o tempo médio de germinação (TMG) não foi afetado pela solução com lixiviados das folhas ($F = 0,050$; $P = 0,985$). O efeito inibitório dos lixiviados continuou afetando a germinação das sementes até os 60 dias de experimento, indicando que os aleloquímicos não foram degradados pelas condições experimentais (Tabela 1). A ausência de diferenças significativas de TMG, com a média geral de 44,2 dias entre os tratamentos, indica que as soluções com lixiviados não agiram retardando a germinação. Contudo, a germinação acumulada (Figura 2) indica que ocorreu um atraso inicial na germinação.

Os lixiviados também promoveram a necrose e a morte de radículas recém emergidas, apresentando uma taxa média de 14% de mortalidade, independentemente da concentração utilizada. A manutenção das plântulas por mais de 50 dias nos tratamentos com lixiviados levou ao surgimento de pontos de necrose tanto nos cotilédones quanto nas raízes em 10% das plântulas.

Os tratamentos avaliados aos 36 dias de cultivo em placa de petri demonstraram que tanto a porcentagem de germinação de sementes quanto a porcentagem de plântulas com comprimento $\geq 0,5$ cm foram significativamente reduzidas no tratamento com lixiviados (Figura 3). Estes resultados demonstram que os aleloquímicos presentes nas folhas de *H. dulcis*, além de diminuir a taxa de germinação das sementes de *C. sylvestris*, reduziram o desenvolvimento inicial das plântulas (Figura 7).

A porcentagem de germinação das sementes de *C. sylvestris* avaliadas no final do experimento (aos 60 dias) foi significativamente menor nos tratamentos 2,5% e 10% de solução com lixiviados (Figura 4). Contudo, não se observou diferenças significativas na porcentagem de plântulas com comprimento $\geq 0,5$ cm entre o tratamento controle e os tratamentos com 5% e 10% de solução com lixiviados. Estes resultados demonstram que os aleloquímicos presentes nas folhas de *H. dulcis* continuam a agir reduzindo a taxa de germinação das sementes, mesmo após 60 dias de cultivo em solução com lixiviados. Por outro lado, o crescimento das plântulas foi menos afetado nas maiores concentrações dos lixiviados (Figura 4).

O cultivo em solo das plântulas L1 por 30 dias não foi suficiente para restabelecer o crescimento normal da raiz primária (Figura 5). Estes resultados

demonstram haver um efeito prolongado dos aleloquímicos nas raízes, levando ao insucesso no estabelecimento das plântulas. Já o cultivo por 20 dias em solo das plântulas L2 não promoveu a recuperação do crescimento tanto da parte aérea quanto das raízes das plântulas de *C. sylvestris* (Figura 6).

Tabela 1. Comparação das médias de germinação (%) e tempo médio de germinação (TMG) das sementes de *Casearia sylvestris* submetidas às diferentes concentrações de solução com lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis* em relação ao controle. Médias seguidas de mesma letra na linha, não diferem significativamente entre si pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade. Os valores entre parênteses representam o erro padrão.

Dias após a semeadura	Tratamentos (MF/V)			
	0%	2,5%	5%	10%
21	31 (3,4) a	7 (2,1) b	13 (2,6) b	8 (1,5) b
25	49 (4,4) a	8 (2,1) c	18 (4,5) b	10 (2,3) bc
29	61 (4,8) a	23 (4,3) c	36 (4,5) b	27 (3,7) bc
32	67 (5,2) a	32 (5,7) c	49 (3,8) ab	38 (3,7) bc
36	73 (4,9) a	40 (6,0) c	55 (3,2) b	45 (4,3) bc
39	77 (4,4) a	45 (6,0) c	61 (3,2) b	50 (4,6) bc
43	80 (4,0) a	51 (5,2) c	70 (2,4) b	56 (4,2) bc
46	80 (4,2) a	55 (5,2) c	71 (2,4) ab	60 (4,1) bc
50	82 (3,9) a	61 (5,0) c	75 (2,1) ab	62 (4,1) bc
56	82 (3,9) a	65 (5,5) b	78 (1,4) ab	66 (4,2) b
60	82 (3,8) a	65 (5,5) c	79 (1,6) ab	69 (3,8) bc
TMG (dias)	42,1 a	45,4 a	44,3 a	45,0 a

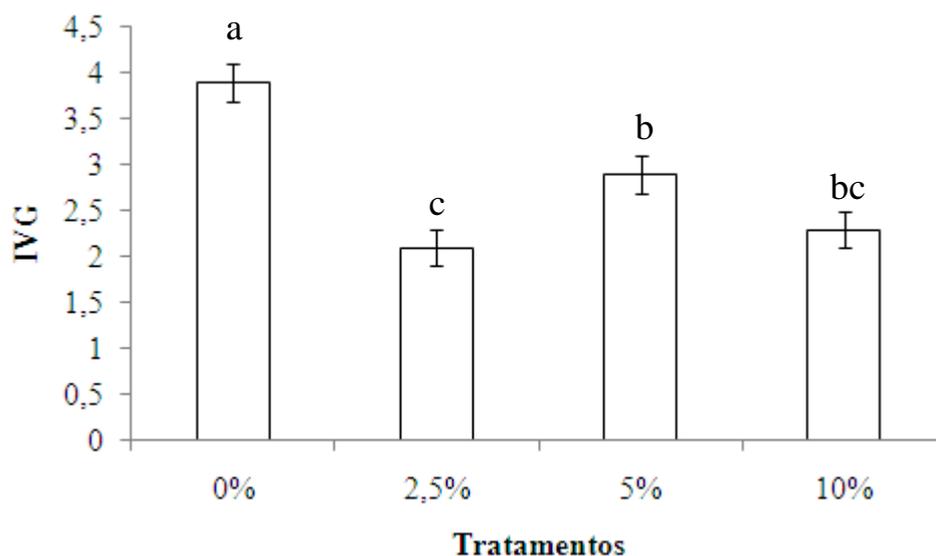


Figura 1. Índice de Velocidade de Germinação (IVG) das sementes de *Casearia sylvestris* submetidas às diferentes concentrações de solução com lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis* (MF/V) em relação ao controle. As barras nas colunas representam o erro padrão. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Duncan, a 5% de probabilidade.

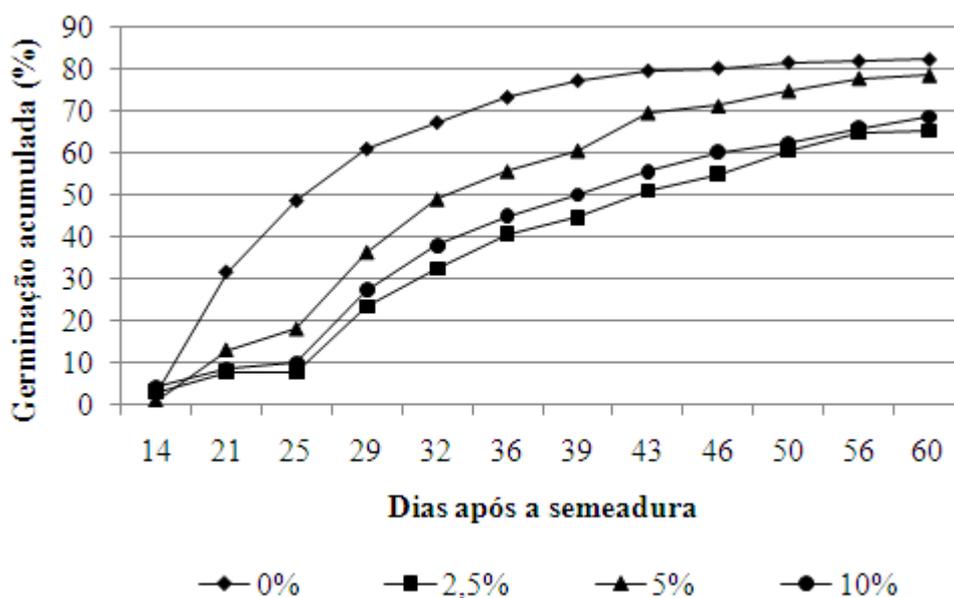


Figura 2. Germinação acumulada das sementes de *Casearia sylvestris* submetidas a diferentes concentrações de solução com lixiviados das folhas de *Hovenia dulcis*.

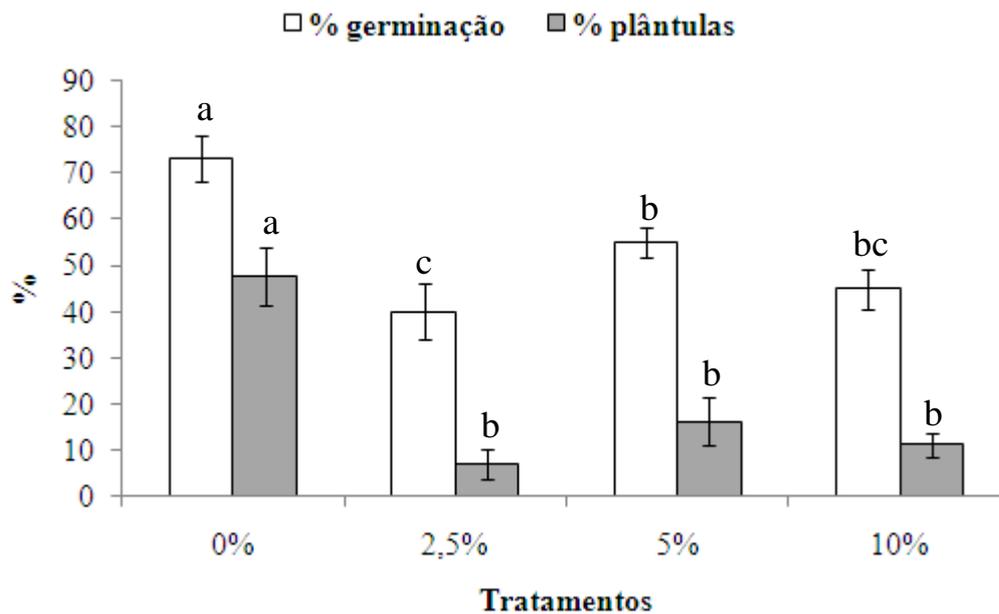


Figura 3. Porcentagem de sementes germinadas e de plântulas de *Casearia sylvestris* com comprimento \geq a 0,5 cm (avaliada 36 dias após o início do experimento) nos diferentes tratamentos com solução de lixiviados de folhas de *Hovenia dulcis*. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).

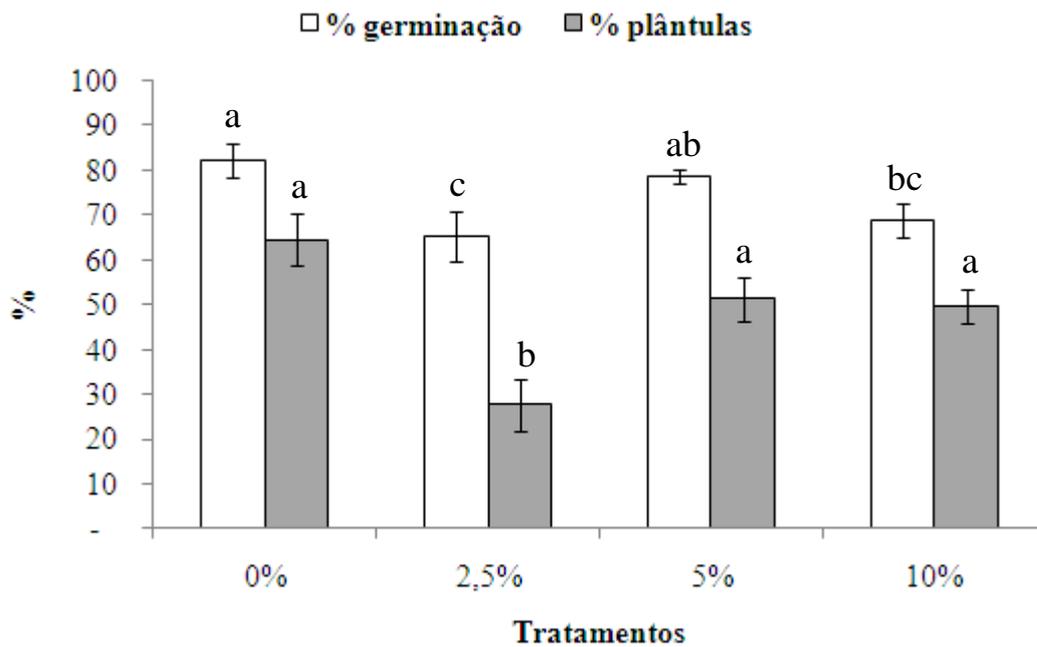


Figura 4. Porcentagem de sementes germinadas e de plântulas de *Casearia sylvestris* com comprimento \geq a 0,5 cm (avaliada 60 dias após o início do experimento) nos diferentes tratamentos de solução com lixiviados de *Hovenia dulcis*. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).

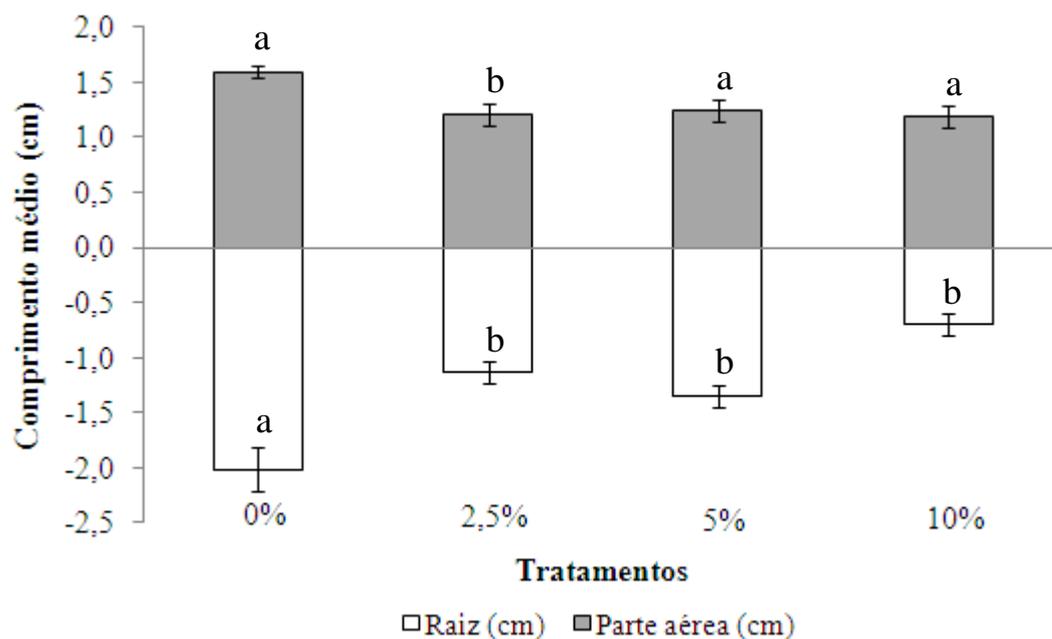


Figura 5. Comprimento (cm) da parte aérea e raiz primária de plântulas de *Casearia sylvestris* avaliadas 30 dias após serem transplantadas para solo em casa de vegetação. As plântulas foram transferidas para solo após 36 dias (L1) de tratamento na presença de solução com lixiviados de *Hovenia dulcis* em placa de petri. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).

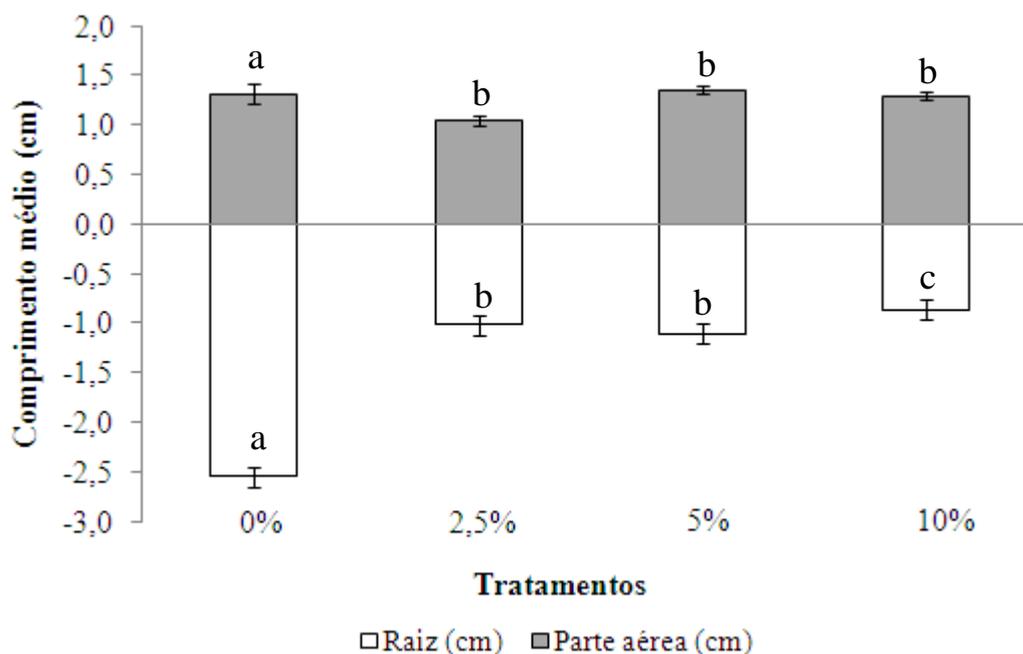


Figura 6. Comprimento (cm) de parte aérea e raiz primária de plântulas de *Casearia sylvestris* avaliadas 20 após serem transplantadas para solo em casa de vegetação. As plântulas foram transferidas para solo após 60 dias (L2) de tratamento na presença de solução com lixiviados de *Hovenia dulcis* em placa de petri. As barras nas colunas representam o erro padrão. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa (Duncan, $\alpha = 5\%$).

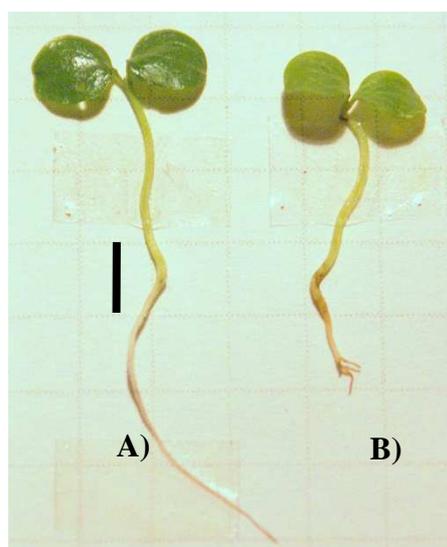


Figura 7. Desenvolvimento de plântulas de *Casearia sylvestris*. **A)** plântula do tratamento controle e **B)** plântula sob tratamento na presença de solução com lixiviados a 10% de folhas de *Hovenia dulcis*, apresentando desenvolvimento anormal e necrose da raiz primária. A barra representa 1 cm.

4. DISCUSSÃO

A alelopátia foi sugerida como um dos mecanismos usados por muitas espécies de plantas exóticas para o sucesso na invasão (ROBERTS & ANDERSON 2001, BAIS *et al.* 2003, HIERRO & CALLAWAY 2003, SKULMAN *et al.* 2004). *Hovenia dulcis* é uma espécie exótica no sul e sudeste do Brasil (INSTITUTO HÓRUS 2010), é estudada e utilizada na China, Coréia e Japão, por seus efeitos químicos na medicina (YANG *et al.* 2002, YANG *et al.* 2003), no entanto, seus efeitos como aleloquímicos em plantas não foram publicados.

Diante dos resultados sobre a germinação das sementes e o crescimento das plântulas de *C. sylvestris* quando expostas aos lixiviados de folhas de *H. dulcis*, observamos que: (1) os extratos aquosos de folhas de *H. dulcis* apresentam efeito alelopático em sementes e plântulas de *C. sylvestris*; (2) os lixiviados em todas as concentrações reduziram a porcentagem de germinação e o crescimento da raiz das plântulas da espécie nativa (3) e os lixiviados provocaram tanto o atraso na germinação das sementes e na porcentagem de crescimento de plântulas nos primeiros 30 dias de cultivo em placa de petri, sugerindo que a inibição da germinação não pode ser atribuída ao efeito do potencial osmótico da solução aquosa com lixiviados.

As soluções com lixiviados não alteraram o tempo médio de germinação (TMG), independentemente das concentrações utilizadas. No entanto, as sementes em contato com os lixiviados das folhas de *H. dulcis* apresentaram uma redução na velocidade de germinação. Com isso, as plântulas de *C. sylvestris* expostas aos compostos aleloquímicos terão seu desenvolvimento inicial atrasado. De acordo com GARWOOD (1996), as espécies florestais tropicais nos estágios ontogenéticos iniciais estão mais expostas às condições imediatas de seu ambiente. Alterações bióticas e abióticas são fatores que podem influenciar o sucesso e estabelecimento da planta. A fase de desenvolvimento da plântula ocorre imediatamente após a germinação e vai até a emissão do primeiro tecido fotossintetizante. Espécies de plantas pioneiras em ambientes florestais necessitam germinar e crescer rapidamente, pois os tecidos de reserva são geralmente escassos nessas sementes em função do seu tamanho reduzido (KITAJIMA 1996). Portanto, este atraso no desenvolvimento causado por aleloquímicos pode acarretar na morte do indivíduo.

Os fitotóxicos presentes nos lixiviados de folhas de *H. dulcis* induziram anomalias na estrutura das plântulas, reduzindo o crescimento da raiz primária.

Plântulas que sofrem a diminuição da raiz primária terão deficiência na taxa de captação e absorção de íons de importância básica para o crescimento e reprodução (RICE 1984). Flavonóides se mostram inibidores da atividade da ATPase na membrana plasmática das raízes, enquanto compostos fenólicos inibem a captação de minerais por alterações na permeabilidade da membrana das raízes (BALKE 1985).

Os lixiviados agiram de forma mais drástica retardando do que reduzindo a porcentagem de germinação. Da mesma forma, ocorreu um maior efeito inibitório nas raízes do que na parte aérea das plântulas jovens. Estes resultados corroboram com os observados para as espécies alelopáticas *Pueraria thunbergiana* e *Lonicera maackii* analisadas por KATO-NOGUSHI 2003 e DORNING & CIPOLLINI 2006, respectivamente. Afetaram também, o desenvolvimento das plântulas causando danos que podem impedir o futuro estabelecimento dos regenerantes, mesmo nas mais baixas concentrações.

Estudos a respeito de alterações no processo de germinação sobre o desempenho dos indivíduos em florestas em regeneração são escassos. No entanto, supõe-se que o atraso na germinação e a diminuição na germinabilidade podem afetar a tomada de recursos vitais, extrínsecos à planta, tais como luz, água e nutrientes, dificultando o processo de estabelecimento. Da mesma forma, o dano à raiz pode atrasar ou mesmo impedir o desenvolvimento da plântula, aumentando a vulnerabilidade ao ambiente e diminuindo sua habilidade de competir e as possibilidades de sobreviver, crescer e atingir a maturidade.

Entretanto, para confirmar a ocorrência de atividade alelopática é necessário verificar se, em circunstâncias naturais, os compostos são liberados e acumulados no ambiente a níveis que poderiam realmente afetar os indivíduos da comunidade (PUTNAM & TANG 1986, INDERJIT & CALLAWAY 2003). Os experimentos em campo são também necessários para a compreensão da extensão de quanto uma espécie alelopática pode afetar a comunidade (HARBORNE 1997, INDERJIT & WESTON 2000), principalmente sendo esta uma espécie exótica invasora.

Por outro lado, em condições de campo, são quase impossíveis de se isolar a interferência alelopática dentro da ampla variedade de fatores que são parte da dinâmica da comunidade florestal, tal como a competição ou a atividade de herbívoros e patógenos (PUTNAM & TANG 1986, INDERJIT & DEL MORAL 1997, WARDLE *et al.* 1998) que também atuam como fatores limitantes ao estabelecimento das plântulas.

Muitos fatores podem influenciar a atividade alelopática da planta fornecedora assim como a resposta da planta receptora. A concentração dos compostos, por exemplo, pode variar ao longo do dia e da estação, ou pode ser influenciada por circunstâncias ambientais (luz, água, temperatura e nutrientes), por fatores genéticos ou mesmo pela idade da planta ou do órgão (RICE 1984, LARCHER 1995). Os herbívoros, os patógenos e os micro-organismos, que atuam como fatores de pressão sobre o desenvolvimento das plântulas, podem igualmente aumentar ou reduzir a concentração dos aleloquímicos (RICE 1984). Além disso, o efeito alelopático é espécie-específico e pode variar de acordo com a densidade dos indivíduos que produzem e que recebem os compostos no ambiente (WEIDENHAMER *et al.* 1989, ORR *et al.* 2005).

Os efeitos alelopáticos de *H. dulcis* observados em laboratório sobre a espécie nativa *C. sylvetris* demonstram que esta espécie exótica produz componentes tóxicos que pode influenciar a dinâmica de sucessão florestal em ambientes naturais onde ela ocorra. Espécies pioneiras de grande densidade, mesmo nas áreas onde estão presentes compostos inibitórios da espécie invasora, podem demonstrar uma resistência maior a estes efeitos devido às características fisiológicas da germinação das sementes de espécies pioneiras, como rápido desenvolvimento e dependência maior dos recursos extrínsecos a semente. Já as espécies de estágios sucessionais tardios apresentam características e exigências fisiológicas distintas durante o processo de germinação e estabelecimento das plântulas, como a dependência maior de nutrição da própria semente e, portanto, maior tempo médio de germinação. Estas espécies geralmente se apresentam mais intolerantes aos efeitos abióticos e bióticos imediatos e assim podem responder mais severamente às mudanças do ambiente em função da ação alelopática.

Para a invasora *H. dulcis*, a idade da folha e a estação são fatores particularmente relevantes para a consideração nos estudos futuros em função de ser uma espécie decídua. Levando isto em conta, é necessário verificar se os resultados observados para as folhas adultas são os mesmos para as folhas recentemente caídas e para folhas senescentes, como as utilizadas neste estudo, além de testes com maiores gradientes de concentrações de solução com lixiviados das folhas, além do pseudofruto de *H. dulcis*. Mais experimentos para investigar os efeitos da invasão de *H. dulcis* sobre as espécies nativas são essenciais para fornecer uma evidência mais forte de um potencial alelopático e compreender melhor o papel desta espécie nas comunidades vegetais que invade.

Poucos estudos investigaram o impacto da alelopatia na composição e na sucessão da comunidade sob circunstâncias ecológicas relevantes (CALLAWAY & ASCHEHOUG 2000). Além disso, este estudo é apenas mais um passo na tentativa de compreender a importância da alelopatia nos possíveis impactos de plantas invasoras sobre as espécies nativas (BAIS *et al.* 2003). Entretanto, o efeito dos lixiviados como causadores de danos aos indivíduos da espécie arbórea nativa e pioneira *C. sylvestris* suporta fortemente a hipótese de que *H. dulcis* pode comprometer o desenvolvimento de espécies arbóreas nativas através de mecanismos alelopáticos, podendo influenciar o processo inicial de sucessão vegetal. Sendo assim, *H. dulcis* apresenta mais um artifício para o sucesso na competição para o estabelecimento em áreas invadidas: efeitos alelopáticos que podem interferir na dinâmica da comunidade.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, O.T. de; PASTORE, J.A.; ROCHA, F.T. & BAITELLO, J.B. Flora fanerogâmica de um trecho da floresta densa secundária no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cunha/Indaiá – Cunha (SP). **Revista do Instituto Florestal** 13 (1): 1-18, 2001.
- BAIS, H.P.; VEPACHEDU, R.; GILROY, S.; CALLAWAY, R.M. & VIVANCO J.M.. Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. **Science** 301: 1377–1380, 2003.
- BALKE, N.E. Effects of allelochemicals on mineral uptake and associated physiological process. In: THOMPSON, A.C. (Ed.). **The Chemistry of Allelopathy**. Washington: Am. Chem. Soc., p.161-178, 1985.
- BARTLETT, M.S. The square root transformation in analysis of variance. **Journal of the Royal Statistical Society - Supplement** 3: 68-78, 1936.
- BRASIL. **Regras para análise de sementes**, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília : Mapa/ACS. 399 p. 2009.
- BUONO, R.A.; OLIVEIRA, A.B. & PAIVA, E.A.S. Anatomy, ultrastructure and chemical composition of food bodies of *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae). **Annals of Botany** 101 (9): 1341-1349, 2008.
- CALLAWAY, R.M. & ASCHEHOUG, E.T. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. **Science** 290: 521–523, 2000.
- CARBALLEIRA, A. & REIGOSA, M.J. Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). **Botanical Bulletin of Academia Sinica** 40: 87–92, 1999
- CARVALHO, S.I.C. **Caracterização dos efeitos alelopáticos de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu no estabelecimento das plantas de *Stylosanthes guianensis* var. *vulgaris* cv. *Bandeirante***. 72 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1993.
- CASTRO, P.R.C.; RODRIGUES, J.D.; MORAES, M.A. & CARVALHO, V.L.M. Efeitos alelopáticos de alguns extratos vegetais na germinação do tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. Santa Cruz). **Planta Daninha** 6: 79-85, 1983.
- CONWAY, W.C.; SMITH, L.M. & BERGAN, J.F. Potential allelopathic interference by the exotic Chinese tallow tree (*Sapium sebiferum*). **American Midland Naturalist** 148: 43–53, 2002.
- CRONK, Q.C.B. & FULLER, J.L. **Plant invaders**. Chapman & Hall, London. 1995.
- DIAS, M.C.; VIEIRA, A.O.S.; NAKAJIMA, J.N.; PIMENTA, J.A. & LOBO, P.C. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Botânica** 21 (2):183-195, 1998.
- DISLICH, R.; KISSER, N. & PIVELLO, V.R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica** 25 (1): 55-64, 2002.
- DORNING, M. & CIPOLLINI, D. Leaf and root extracts of the invasive shrub, *Lonicera maackii*, inhibit seed germination of three herbs with no autotoxic effects. **Plant Ecology** 184: 287-296, 2006.
- DRAKE, D.R. & PRATT, L.W. Seedling mortality in Hawaiian rain forest: the role of small- scale physical disturbance. **Biotropica** 33: 319-323, 2001.

- FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** 57:1-32, 1991.
- FERREIRA, A.G. *et al.* **Germinação do básico ao Aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004.
- FERRETTI, A.R.; KAGEYAMA, P.Y.; ÁRBOCZ, G. de F.; SANTOS, J.D. dos.; BARROS, M.I.A. de.; LORZA, R.F.; OLIVEIRA, C. de. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no Estado de São Paulo. **Florestar Estatístico** 3 (7): 73- 84, 1995.
- GARCÍA-GUZMÁN, G. & BENÍTEZ-MALVIDO, B. Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedling of the tropical tree *Nectandra ambigua*. **Journal of Tropical Ecology** 19:171-177, 2003.
- GARWOOD N.C. Functional morphology of tropical tree seedlings. In **The Ecology of Tropical Forest Tree Seedlings**, ed. MD Swaine, pp. 59–129. New York: Parthenon, 1996.
- HARBORNE, J.B. Plant Secondary Metabolism. Pp. 132-155. In: Crawley, M.J. (ed.). **Plant Ecology**, 2nd edn. Oxford, Blackwell Science Ltd., 1997.
- HIERRO, J. L. & CALLAWAY, R. M., Allelopathy and exotic invasion. **Plant and Soil**, 256, 26-39, 2003.
- INDERJIT & CALLAWAY, R.M. Experimental designs for the study of allelopathy. **Plant and Soil** 256: 1-11, 2003.
- INDERJIT & DEL MORAL, R. Is separating resource competition from allelopathy realistic? **The Botanical Review** 63: 221-230, 1997.
- INDERJIT & WESTON, L.A. Are laboratory bioassays for allelopathy suitable for prediction of field responses? **Journal of Chemical Ecology** 26: 2111-2118, 2000.
- INOUE, O.; TAKEDA, T. & OGIHARA, Y. Carbohydrate structures of three new saponins from the root bark of *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae). **Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions L** 1289-1293, 1978.
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. 2009. [Online] **Exóticas Invasoras: Fichas técnicas**. Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm, 2010.
- YANG, J.I.; CHUN-LAI JIANG & CHANG KUEI-JUNG. *Hovenia dulcis* Thunb on blood pressure effects of experimental study [J]. **Traditional Chinese Medicine Journal** 21 (8): 1258, 2003.
- YANG, J.I., JIN SUN-YU, CHANG KUEI-JUNG. *Hovenia dulcis* Thunb extract water alloxan diabetic mice the protective effect [J]. **Chinese herbal medicine**, 25 (3): 190, 2002.
- KATO-NOGUCHI, H. Allelopathic potential of *Pueraria thunbergiana*. **Biologia Plantarum** 47: 471-473, 2003.
- KAWAI, K.; AKIYAMA, T.; OGIHARA, Y. & SHIBATA, S. A new saponin in the saponins of *Zizyphus jujuba*, *Hovenia dulcis* and *Bacopa monniera*. **Phytochemistry** 13: 2829-2832, 1974.
- KEAY, J; ROGERS, W.E.; LANKAU, R. & SIEMANN, E. The role of allelopathy in the invasion of the Chinese tallow tree (*Sapium sebiferum*). **Texas Journal of Science** 52: 57–64, 2000.
- KIMURA, Y., KOBAYASHI, Y., TAKEDA, T. & OGIHARA, Y. Three new saponins from the leaves of *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae). **Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions L** 1923-1927, 1981.

- KITAJIMA, K. Ecophysiology of tropical tree seedling. In: Mulkey, S.S.; Chazdon, R.L. & Smith, A.P. (Eds) **Tropical Forest Plant Ecophysiology**. New York: Chapman & Hall, p. 559-595, 1996.
- KOBAYASHI, Y. TAKEDA, T. & OGIHARA, Y. Novel dammarane triterpenoid glycosides from the leaves of *Hovenia dulcis*: X-ray crystal structure of hovenolactone monohydrate. **Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions L** 2795-2799, 1982.
- LABOURIAU, L.F.G. **A Germinação de sementes**. Washington: Organização dos Estados Americanos, p. 170. (Monografias científicas), 1983.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 531p., 2000.
- LARCHER, W. **Physiological Plant Ecology**. Berlin, Springer-Verlag, 1995.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas do Brasil**. 4 ed. Nova Odessa: Plantarum, 368p., 2002.
- MAGUIRE, J.D. **Speed of germination-aid seedling emergence and vigor**. Crop Science, Madison, v.2, n.1, p.176-177, 1962.
- MEDEIROS, A.R.M. **Alelopatia: importância e suas aplicações**. Horti Sul, Pelotas, 1 (3): 27-32, 1990.
- OGIHARA, Y.; CHEN, Y. & KOBAYASHI, Y. A new prosapogenin from *Hovenia saponin D* by mild alkaline degradation. **Chemical and Pharmaceutical Bulletin** 35, 2574-2575, 1987.
- OGIHARA, Y.; INOUE, O.; OTSUKA, H.; KAWAI, K.; TANIMURA, T. & SHIBATA, S. Droplet counter-current chromatography for the separation of plant products. **Journal of Chromatography** 128: 218-223, 1976.
- ORR, S.P.; RUDGERS, J.A. & CLAY, K.. Invasive plants can inhibit native tree seedlings: testing potential allelopathic mechanisms. **Plant Ecology** 181:153-165, 2005.
- PEGADO, C.M.A.; ANDRADE, L.A.; FÉLIX, L.P. & PEREIRA, I.M. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta bototânica brasílica** 20 (4): 887-898, 2006.
- PINTO, J.R.R. **Levantamento florístico, estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e suas correlações comvariáveis ambientais em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 85p. Dissertação Mestrado, 1997.
- PUTNAM, A.R. & TANG, C.S. Allelopathy: State of the Science. Pp. 1-19. In: Putnam, A.R. & Tang, C.S. (eds.). **The science of allelopathy**. New York, John Wiley & Sons. 1986.
- READER, R.J. Control on seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. **Journal of Ecology** 81:169-175, 1993.
- REIGOSA, M.J.; SÁNCHEZ-MOREIRAS, A. & GONZÁLES, L. Ecophysiological approach in allelopathy. **Critical Reviews in Plant Science** 18: 577-608, 1999.
- RICE, E.L. **Allelopathy**. Academic Press Inc., London, 1984.
- RIZVI, S.J.H.; HAQUE, H.; SINGH, U.K. & RIZVI, V. A discipline called allelopathy. In: RIZVI, S.J.H. & RIZVI, H. (Eds.) **Allelopathy: Basic and applied aspects**. London, Chapman & Hall, p.1-10, 1992.
- ROBERTS, K.J. & ANDERSON, R.C. Effect of garlic mustard [*Alliaria petiolata* (Beib. Cavara & Grande)] extracts on plants and arbuscular mycorrhizal (AM) fungi. **American Midland Naturalist** 146: 146-152, 2001.

- SCRIVANTI, L.R.; ZUNNINO, M.P. & ZYGADLO, J.A. *Tagetes minuta* and *Schinus areira* essential oils as allelopathic agents. **Biochemical Systematics and Ecology** 31: 563-572, 2003.
- SKULMAN, B.W.; MATTICE, J.D.; CAIN, M.D. & GBUR, E.E. Evidence for allelopathic interference of Japanese honey- suckle (*Lonicera japonica*) to loblolly and shortleaf pine regeneration. **Weed Science** 52: 433 –439, 2004.
- SOBRAL, M.; JARENKOW, J.A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J. & RODRIGUES, R. S. **Flora arbórea e arborecente do Rio Grande do Sul, Brasil**. São Carlos: RiMa: Novo Ambiente, 2006.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J.P. & MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundária em trecho da Floresta Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, 5 (1): 99-112, 1993.
- TAKAI, M.; OGIHARA, Y. & SHIBATA, S. New peptide alkaloids from *Hovenia dulcis* and *Hovenia tomentella*. **Phytochemistry** 12: 2985-2986, 1973.
- WARDLE, D.A.; NILSSON, M.C.; GALLET, C. & ZACKRISSON, O. An ecosystem-level perspective of allelopathy. **Biological Reviews** 73: 305- 319, 1998.
- WEIDENHAMER, J. D.; HARTNETT, D. C. & ROMEO, J. T. Density dependent phytotoxicity: distinguishing resource competition and allelopathic interference in plants. **Journal of Applied Ecology** 26: 613-624, 1989.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3. ed. New Jersey, Prentice Hall, 1999.
- ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus eliotii* e *Pinus taeda*. **Floresta**, Curitiba, 32 (1): 42-47, 2001.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A grande densidade de indivíduos de *H. dulcis* demonstra sua importância nos ambientes invadidos estudados. *Hovenia dulcis* também apresentou os maiores valores de dominância, área basal e índice de valor de importância e cobertura nas áreas de floresta secundária do tipo Ombrófila Densa onde ocorre. No entanto, a presença de *H. dulcis* não resultou em alterações na estrutura da floresta, demonstrando que sua presença, neste estágio de regeneração em que se encontram as áreas avaliadas, não está modificando a estrutura arbórea nativa.

A alta diversidade encontrada em ambas as áreas, mesmo sendo florestas secundárias, deve-se possivelmente ao estágio sucessional avançado em que as áreas se encontram o que possibilita a ocorrência tanto de espécies de caráter ecológico de climax como também elementos secundários e pioneiros. Além disto, o fato de as áreas terem sido amostradas dentro de uma Unidade de Conservação possibilita que a regeneração não sofra pressão antrópica, o que garante maior integridade a esta floresta.

A presença da exótica *H. dulcis* nas áreas em regeneração amostradas não afetou a riqueza de espécies na escala avaliada, levando à conclusão de que a presença desta árvore exótica não afete diretamente a riqueza de espécies nativas nesta fase de regeneração em que se encontra a floresta e/ou para esta escala de amostragem. Este resultado pode, no entanto, refletir as variações naturais dos fatores extrínsecos como histórico de regeneração, extrativismo, pressão de propágulos, distúrbios, distância entre áreas amostradas, topografia e tipo de solo que covariam na escala espacial estudada (SHEA & CHESSON 2002). Estes fatores podem influenciar a heterogeneidade ambiental e resultar na aleatoriedade do estabelecimento tanto de plantas nativas quanto exóticas em função do nicho de regeneração de cada espécie (GILBERT & LECHOWICZ 2005).

A variação encontrada na composição entre as espécies amostradas em áreas com e sem *H. dulcis*, demonstra que a invasão desta espécie exótica afeta a ocorrência das espécies nestas áreas, no entanto, sua presença é responsável por parte desta variação. A maior variação na composição de espécies entre área invadidas ou não, deve-se em função das condições no início da regeneração e durante a sucessão atuando como filtro no estabelecimento das espécies e, conseqüentemente, controlando mais fortemente a composição das espécies nesses ambientes. As variáveis não mensuradas

nas áreas como, condições abióticas, histórico de regeneração, pressão de propágulos e distúrbios podem ser covariantes fortes na composição das espécies nestas áreas amostradas, contribuindo com a dinâmica florestal desta comunidade.

Sendo assim, do ponto de vista conservacionista, a árvore exótica invasora *H. dulcis* não está afetando diretamente a riqueza e a estrutura das espécies nativas nas áreas invadidas estudadas. No entanto, sua dominância na floresta e o efeito na composição refletem o grau de invasão, que em longo prazo pode causar efeitos em outros parâmetros da comunidade e que podem não terem sido evidenciados fortemente em função da escala de amostragem.

Através da análise dos indivíduos da árvore exótica *H. dulcis* nos diferentes estágios ontogenéticos avaliados nas áreas de floresta secundária observa-se uma mudança no nicho de regeneração em função da abertura de copa. A porcentagem de abertura de copa diferiu entre indivíduos adultos em relação aos juvenis apenas no período não decidual. Este resultado pode ser devido aos indivíduos adultos de *H. dulcis* dominarem o dossel e por apresentarem uma copa pouco densa, acentua o efeito da abertura de copa nestes pontos em relação aos indivíduos juvenis. No entanto, durante o período decidual, não houve diferença na abertura em todos os estágios ontogenéticos, provavelmente em função do grande número de indivíduos de *H. dulcis* no entorno de juvenis e adultos devido a copa pouco densa dos indivíduos adultos desta espécie.

A porcentagem de luz entre diferentes estágios avaliados não variou tanto no período decidual como no não decidual, evidenciando que a luminosidade emitida através do dossel não é afetada pela queda total das folhas. A alta porcentagem de luz transmitida (50%) através da copa pode ser aproveitada por espécies pioneiras durante a sucessão da floresta em regeneração, mas também pode ser um fator limitante para o estabelecimento de espécies clímax.

A profundidade da serrapilheira variou entre os estágios ontogenéticos avaliados no período decidual, a profundidade da serrapilheira foi maior no entorno de adultos e juvenis iniciais. Indivíduos adultos geram maior quantidade de serrapilheira que os juvenis tardios, devido ao maior volume de copa, enquanto que nos indivíduos juvenis iniciais este aumento pode ser explicado pela presença de muitos indivíduos adultos de *H. dulcis* no entorno destes, contribuindo com o aumento da serrapilheira.

A deciduidade pode favorecer a sobrevivência e o crescimento das espécies mais exigentes em relação à luz como secundárias iniciais, provavelmente em decorrência do aumento na quantidade de luz que chega ao sub-bosque. Mas pode afetar a germinação

e sobrevivência de plântulas no substrato da floresta pelo aumento temporal da camada da serrapilheira. A presença e atividade de microorganismos podem aumentar em função da decomposição, e a presença de compostos alelopáticos nas folhas também pode contribuir com alterações na fisiologia dos regenerantes, afetando ou contribuindo para o estabelecimento de cada espécie.

Hovenia dulcis é originária de florestas decíduas, onde a maioria das plantas perde suas folhas durante o inverno. Esta característica determinada pela fisiologia da espécie pode ser problemática em ambientes florestais que não sofrem este ciclo anual. A maior incidência de luz nos estratos inferiores da floresta é o primeiro fator a alterar o microclima. Ao invadir a floresta, *H. dulcis* torna-se dominante no dossel e, ao perder as folhas na estação decidual, a alteração na intensidade de luz refletida no sub-bosque altera as características abióticas no estrato regenerante. Suspeita-se que esse efeito possa retardar o processo de sucessão vegetal ao dificultar a instalação de espécies típicas de estádios sucessionais avançados, comprometendo a regeneração da floresta nativa em áreas degradadas. (Obs. Pessoal).

O processo de sucessão e competição de espécies vegetais pode ser também dificultado através de efeitos alelopáticos inibitórios do desenvolvimento das espécies nativas. Diante dos resultados sobre a germinação das sementes e o crescimento das plântulas de *C. sylvestris* quando expostas aos lixiviados de folhas de *H. dulcis*, observamos que os extratos aquosos de folhas de *H. dulcis* apresentam efeito alelopático em sementes e plântulas de *C. sylvestris*; os lixiviados em todas as concentrações reduziram a porcentagem de germinação, o crescimento da raiz e parte aérea das plântulas os lixiviados provocaram o atraso na germinação das sementes e redução na porcentagem de crescimento de plântulas nos primeiros 30 dias de cultivo em placa de petri, sugerindo que a inibição da germinação não pode ser atribuída ao efeito do potencial osmótico da solução aquosa com lixiviados.

Os lixiviados agiram de forma mais drástica retardando do que reduzindo a porcentagem de germinação. Da mesma forma, ocorreu um maior efeito inibitório nas raízes do que na parte aérea das plântulas jovens. Os fitotóxicos presentes nos lixiviados de folhas de *H. dulcis* induziram anomalias na estrutura das plântulas, reduzindo o crescimento da raiz primária. Os extratos das folhas de *H. dulcis* afetaram a germinação e o desenvolvimento das plântulas causando danos que podem impedir o futuro estabelecimento dos regenerantes, mesmo nas mais baixas concentrações. Estudos a respeito de alterações no processo de germinação sobre o desempenho dos indivíduos

em florestas em regeneração são escassos. No entanto, supõe-se que o atraso na germinação e a diminuição na germinabilidade podem afetar a tomada de recursos vitais, extrínsecos à planta, tais como luz, água e nutrientes, dificultando o processo de estabelecimento. Da mesma forma, o dano à raiz pode atrasar ou mesmo impedir o desenvolvimento da plântula, aumentando a vulnerabilidade ao ambiente e diminuindo sua habilidade de competir e as possibilidades de sobreviver, crescer e atingir a maturidade.

Espécies pioneiras de grande densidade, mesmo nas áreas onde estão presentes compostos inibitórios da espécie invasora, podem demonstrar uma resistência maior a estes efeitos devido às características fisiológicas da germinação das sementes de espécies pioneiras, como rápido desenvolvimento e dependência maior dos recursos extrínsecos a semente. Já as espécies de estágios sucessionais tardios apresentam características e exigências fisiológicas distintas durante o processo de germinação e estabelecimento das plântulas, como a dependência maior de nutrição da própria semente e, portanto, maior tempo médio de germinação; estas espécies geralmente se apresentam mais intolerantes aos efeitos abióticos e bióticos imediatos e assim podem responder mais severamente às mudanças do ambiente em função da ação alelopática.

Para a invasora *H. dulcis*, a idade da folha e a estação são fatores particularmente relevantes para a consideração nos estudos futuros em função de ser uma espécie decídua. Levando isto em conta, é necessário verificar se os resultados observados para as folhas adultas são os mesmos para as folhas recentemente caídas e para folhas senescentes, como as utilizadas neste estudo, além de testes com maiores gradientes de concentrações de solução com lixiviados das folhas, além do pseudofruto de *H. dulcis*. Mais experimentos para investigar os efeitos da invasão de *H. dulcis* sobre as espécies nativas são essenciais para fornecer uma evidência mais forte de um potencial alelopático e compreender melhor o papel desta espécie nas comunidades vegetais que invade.

Assim, conclui-se que a grande densidade de indivíduos de *H. dulcis* corrobora a invasão por esta espécie, que altera a composição de espécies na floresta em regeneração. Ainda, *H. dulcis* altera seu nicho de regeneração e assim influencia o nicho das espécies nativas regenerantes e ainda apresenta efeitos alelopáticos sobre a germinação e desenvolvimento de plântulas da espécie nativa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

SHEA, K. & CHESSON, P. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution** 17: 170-176, 2002.

GILBERT, B. & LECHOWICZ, M.J. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. **Ecology** 86: 1848-1855, 2005.