

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE  
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

TATIANI ELISA CHAPLA

**Invasão biológica e manejo da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão  
inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio  
Paraná**

Maringá  
2014

TATIANI ELISA CHAPLA

**Invasão biológica e manejo da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais.  
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. João Batista Campos

Maringá  
2014

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

C464i Chapla, Tatiani Elisa, 1984-  
Invasão biológica e manejo da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná / Tatiani Elisa Chapla. -- Maringá, 2014.  
87 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.

Orientador: Prof. Dr. João Batista Campos.

1. Floresta alagável - Sucessão secundária - Pastagens abandonadas - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Pastagens abandonadas - Restauração florestal - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Floresta alagável - Espécies exóticas invasoras. 4. *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) "goiabeira" - Manejo - Pastagens abandonadas - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.3409816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

TATIANI ELISA CHAPLA

**Invasão biológica e manejo da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. João Batista Campos  
Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos- SEMA-PR/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Vânia Regina Pivello  
Universidade de São Paulo (USP)

Prof. Dr. Alexandre Bonesso Sampaio  
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO)

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Luiz Antonio de Souza  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 06 de março de 2014.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho a Anabelle, minha  
pequena sobrinha.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), bem como ao Projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (Peld) – sítio 6, pelo apoio logístico e custeio do projeto. Agradeço também ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), à Universidade Estadual de Maringá (UEM) e ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP).

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), em especial ao Programa de Excelência Acadêmica (PROEX), pela concessão de bolsa de estudos.

Agradeço meu orientador João Batista Campos, por todos os ensinamentos, apoio, compreensão e principalmente por acreditar no meu trabalho. Também gostaria de agradecer os membros da Comissão Julgadora: Vânia R. Pivello, Alexandre B. Sampaio, Angelo A. Agostinho e Luiz A. de Souza por todas as críticas e sugestões.

Agradeço à todos os professores do PEA. Foram excelentes anos de aprendizado e lições que ficarão para sempre. Em especial, gostaria de citar Carolina V. Minte-Vera, Cláudia C. Bonecker, Luiz C. Gomes, Sidinei M. Thomaz, Horácio F. Julio Junior e Fábio A. Lansac-Toha.

Agradeço aos meus colegas de curso (Janielly C. Camargo, Mariana C. Teixeira, João C. B. da Silva, Bruno Sugayama, André N. Bozza) por todos os momentos compartilhados de aprendizado e amadurecimento. Também gostaria de agradecer toda a turma do laboratório de Macrófitas Aquáticas (entre eles Roger P. Mormul, Heloísa B. A. Evangelista, Thaísa S. Michelin, Márcio J. da Silveira e Eduardo R. Cunha) pela oportunidade de compartilhar ideias e opiniões em busca de um crescimento coletivo com relação à teoria das invasões biológicas.

Sempre serei grata às pessoas fundamentais para a viabilização do projeto, Roberta B. Rodrigues, Iuli P. Zviejkovski, Guilherme O. Landgraf, Heraldo Ramos-Neto e Luiz F. Pesenti. Estas pessoas fizeram parte da equipe de campo e sem elas este trabalho jamais sairia do papel. Também agradeço a José e João, pessoas responsáveis pelo trabalho mais pesado durante a instalação do experimento.

Agradeço também à todos os profissionais do Nupélia e PEA, motoristas (Celsão e Seu Ni), zeladoras, barqueiros (Tião e Alfredo), secretárias (Aldenir e Jocemara) e pessoal da biblioteca (Salete e João), pessoas fundamentais para a viabilização de qualquer tese.

Agradeço aos meus colegas de trabalho pela paciência e compreensão, em especial aos meus superiores, que nunca deixaram de me apoiar para que eu finalizasse o curso: Lidio Coradin, Adriana P. Bayma, Daniella A. S. de Oliveira e Carlos A. de M. Scaramuzza.

Gostaria de expressar minha gratidão a minha mãe e meu pai. Com muito esforço e carinho meus pais ofereceram todo apoio e incentivo para que esta etapa pudesse ser concluída. Da mesma forma, gostaria de agradecer minhas irmãs, Angélica, Vanessa e Sirlei, pelo apoio, paciência e compreensão. Agradeço também todo o apoio, carinho e compreensão dos amigos.

Por último gostaria de deixar um agradecimento especial para o meu querido Heraldo, por todo amor, ajuda, cuidados, compreensão e tudo de melhor que o nosso amor nos permite construir juntos.

A ausência de evidência não significa a  
evidência de ausência.

(CARL SAGAN)

## **Invasão biológica e manejo da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná**

### **RESUMO**

Alterações no uso da terra em ambientes naturalmente suscetíveis à invasão por espécies exóticas, como zonas ripárias, podem propiciar a colonização por espécies exóticas invasoras. Muitas vezes, estas espécies podem criar condições que facilitem sua persistência e inibam a recuperação do ecossistema original. Nesse sentido, o objetivo foi avaliar o impacto da dominância de *Psidium guajava* L. sobre o processo de sucessão secundária em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP), bem como examinar a viabilidade do controle desta espécie em termos de recuperação da vegetação nativa. Avaliou-se a dominância de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP e se pode afetar o recrutamento de espécies arbóreas nativas, por meio da comparação do banco de plântulas arbóreas entre uma área dominada por *P. guajava* e outra dominada por espécies nativas. Verificou-se se o controle de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP poderia favorecer o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Para isso, foi realizado um experimento que consistiu em três tratamentos: (CH) corte raso de todos os indivíduos + aplicação de herbicida; (CR) corte raso de todos os indivíduos e; (CT) controle. Apesar do banco de plântulas arbóreas da área dominada por *P. guajava* apresentar uma maior densidade, a riqueza de espécies foi inferior à da área com dominância de nativas. Além disso, a composição de espécies foi dissimilar. A remoção de *P. guajava* resultou no aumento da densidade, riqueza e diversidade dos indivíduos arbóreos considerados juvenis, enquanto que o banco de plântulas quase não respondeu aos tratamentos. Desta forma, o controle de *P. guajava* foi eficiente em estimular o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Entretanto, sem manejo contínuo *P. guajava* pode se restabelecer e se tornar dominante novamente. Caso não ocorra a intervenção, a dominância de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode resultar em florestas com baixa diversidade e pouco representativas da biodiversidade regional. Porém, os projetos de manejo devem ser desenhados dentro do contexto ecossistêmico, e certamente necessitarão de programas de monitoramento de médio a longo prazo.

**Palavras-chave:** Florestas secundárias. Sucessão secundária. Manejo de espécies exóticas invasoras. Restauração ecológica. Zonas ripárias. Ilhas fluviais. Regime hidrológico.



## **Exotic guava (*Psidium guajava* L.) invasion in the early succession at abandoned pastures in the upper Paraná river-floodplain**

### **ABSTRACT**

Changes in land use can promote the colonization of naturally susceptible environments, such as riparian zones, by invasive alien species, which can delay or prevent the processes of forest regeneration. These species often create conditions that facilitate their persistence and hinder the recovery of the original ecosystem. I present here two papers on the evaluation of 1) the impact of *Psidium guajava* L. dominance in secondary succession of abandoned pastures in the upper Paraná River-floodplain (UPRF); and 2) the impact of *P. guajava* clearing on native vegetation recovery in the same sites. In the first paper I compared the tree seedling banks of sites dominated by the exotic *P. guajava* and sites dominated by native species. In the second paper I evaluated the recruitment of native trees in response to three treatments: cutting all *P. guajava* individuals + herbicide; cutting all *P. guajava* individuals; and no action (control). The tree seedling bank in the area dominated by *P. guajava* had higher density, but lower species richness than in the area with dominance of natives. Species composition also differed between areas. *P. guajava* clearing led to an increase in trees' density and saplings' diversity, while the seedling bank showed almost no response to treatments. These results indicate that *P. guajava* control was effective in stimulating the recruitment of native trees. However, without continuous management *P. guajava* may reestablish and become dominant again. If *P. guajava* dominance in early succession is let without intervention, the abandoned pastures at the UPRF may turn into forests with low diversity and unrepresentative of the regional biodiversity. Management projects should be designed with an ecosystem scale approach, in which medium and long-term monitoring would certainly be required.

**Keywords:** Secondary forests. Secondary succession. Invasive alien species management. Ecological restoration. Riparian zones. River islands. Hydrological regime.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/about/submissions#onlineSubmissions>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	10
1.1 PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO.....	11
1.1.1 A planície de inundação do alto rio Paraná.....	12
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	19
<b>2 INVASÃO DA GOIABEIRA (<i>Psidium guajava</i> L.) E RECRUTAMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA SUCESSÃO INICIAL EM PASTAGENS ABANDONADAS NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ: UM ESTUDO DE CASO</b> .....	24
<b>RESUMO</b> .....	24
<b>ABSTRACT</b> .....	25
2.1 INTRODUÇÃO.....	26
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.3 RESULTADOS.....	33
2.4 DISCUSSÃO.....	37
2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	43
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	44
APÊNDICE I.....	51
APÊNDICE II.....	53
<b>3 RESPOSTA INICIAL DA COMUNIDADE ARBÓREA NATIVA FRENTE À REMOÇÃO DA EXÓTICA INVASORA <i>Psidium guajava</i> L. NA SUCESSÃO INICIAL EM PASTAGENS ABANDONADAS NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ</b> .....	54
<b>RESUMO</b> .....	54
<b>ABSTRACT</b> .....	55
3.1 INTRODUÇÃO.....	56
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	57
3.3 RESULTADOS.....	63
3.4 DISCUSSÃO.....	68
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	73
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	75
APÊNDICE I.....	80
APÊNDICE II.....	81
APÊNDICE III.....	82
APÊNDICE IV.....	83
APÊNDICE V.....	84
ANEXO I.....	85
<b>4 RESULTADOS FINAIS</b> .....	87

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os seres humanos têm se espalhado pelo globo terrestre e acidentalmente ou deliberadamente carregado consigo uma vasta gama de espécies. Com o avanço do processo de globalização e o conseqüente aumento do comércio internacional a dispersão de espécies para fora de sua área de distribuição natural ganhou velocidade e intensidade. Estimativas apontam que mais de 120 mil espécies exóticas de plantas, animais e microrganismos foram introduzidas nos Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, Índia, África do Sul e Brasil (PIMENTEL et al., 2001).

Em algumas situações, espécies exóticas (espécies que se encontram fora de sua área de distribuição natural) podem se tornar invasoras, o que pode resultar em impactos adversos sobre a biodiversidade nativa e danos substanciais à estrutura e ao funcionamento dos ecossistemas (BRADLEY et al., 2010). Este processo, denominado de invasão biológica, acontece quando uma espécie adquire uma vantagem competitiva acompanhada do desaparecimento de obstáculos naturais à sua proliferação (VALÉRY et al., 2008). Em geral, espécies exóticas são classificadas como invasoras quando apresentam um aumento rápido da população local, tornam-se dominantes ou formam agrupamentos monoespecíficos, ou ainda apresentam uma rápida expansão da área invadida (GUREVITCH et al., 2011).

Atualmente, as espécies exóticas invasoras são consideradas um problema de ordem global e são classificadas como a segunda maior causa da perda de biodiversidade (WILCOVE et al., 1998). Os impactos causados por estas espécies vão desde a exclusão de espécies locais até mudanças em nível de ecossistema, como alterações no regime de queimadas, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; MACK et al., 2000; DAVIS, 2003; VILÁ et al., 2011). Além disso, as alterações causadas por espécies exóticas invasoras afetam o uso múltiplo dos ecossistemas e acarretam prejuízos financeiros incalculáveis (MACK et al., 2000; PIMENTEL et al., 2005). As perdas ocasionados por espécies exóticas invasoras na União Europeia, por exemplo, são estimados em pelo menos 12 bilhões de Euros por ano (EUROPEAN COMMISSION, 2013).

Nesse sentido, ações de prevenção e controle são necessárias para evitar ou reverter os efeitos negativos das invasões biológicas. Entretanto, o processo de tomada de decisão exige a avaliação da extensão e severidade dos impactos das espécies exóticas invasoras. Além disso, é fundamental a utilização de técnicas adequadas de

manejo com vistas não somente à redução ou erradicação da invasora, mas também considerando a recuperação do ecossistema e a conservação da biodiversidade.

### 1.1 PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO

Por se estabelecerem em zonas ripárias, planícies de inundação se constituem na interface entre os ambientes terrestres e aquáticos (JUNK, 1980). Este tipo de paisagem se localiza em áreas de terras baixas sujeitas à inundações pelo transbordamento lateral de rios ou lagos com os quais são associados (JUNK, 1980; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). Além disso, planícies de inundação são ecossistemas dominados por distúrbios e são caracterizados por um alto nível de heterogeneidade de habitat e diversidade biológica (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; TOCKNER; STANFORD, 2002). O regime hidrológico requer adaptações de plantas e animais aos períodos de cheia e seca, o que influencia a composição das comunidades de plantas e animais e desencadeia processos na terra e na água (JUNK et al., 1989).

Zonas ripárias são frequentemente caracterizadas por uma flora distinta que difere em estrutura e função dos ecossistemas terrestres adjacentes (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). Em adição, a flora destes ambientes proveem importantes funções ecossistêmicas (ex. estabilização das margens, controle de nutrientes e provisão de habitat) e serviços tais como mitigação de cheias e recarga de aquíferos (JUNK, 2002; TOCKNER; STANFORD, 2002; RICHARDSON et al., 2007). Apesar de sua importância, as planícies de inundação estão entre as paisagens mais alteradas do mundo e são foco de intensa atividade humana, principalmente por proporcionarem valiosos recursos como solos férteis, pescado e água potável (JUNK, 2002; TOCKNER; STANFORD, 2002). A redução da extensão das áreas úmidas representa uma séria ameaça à integridade destes ambientes na maioria dos países tropicais (JUNK, 2002). Além disso, as alterações hidrológicas causadas por barragens provocam alterações na forma do canal e na composição e extensão do habitat ripário (RICHARDSON et al., 2007).

Planícies de inundação também são altamente susceptíveis à invasão por espécies exóticas. As frequentes perturbações de habitat provocadas pelas flutuações no nível de água fornecem boas condições de vida para plantas ruderais (JUNK, 2002; RICHARDSON et al., 2007). Além disso, os cursos d'água também funcionam como condutores de propágulos provenientes de uma ampla bacia de drenagem, podendo atuar como vias de dispersão de espécies exóticas invasoras (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997;

JUNK, 2002; TOCKNER; STANFORD, 2002; RICHARDSON et al., 2007). Desta forma, a invasão por espécies exóticas representa uma séria ameaça à conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos em planícies de inundação (JUNK, 2002; RICHARDSON et al., 2007).

#### 1.1.1 A planície de inundação do alto rio Paraná

A planície de inundação do alto rio Paraná – PIARP (Bacia do Prata), localizada entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, compreende o trecho entre o Reservatório de Itaipu e a barragem de Porto Primavera, totalizando uma área de 3.375 km<sup>2</sup> (Figura 1). Nesta seção, o rio Paraná apresenta um amplo canal anastomosado, com reduzida declividade, ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e pequenas ilhas, ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996).

O alto Paraná apresentava, a partir de Três Lagoas (estado do Mato Grosso do Sul), uma planície alagável, estendendo-se por cerca de 480 km, especialmente em sua margem direita. Entretanto, cerca da metade desta planície foi subtraída do sistema pelo reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, formado no final de 1998 (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996). Além disso, o regime hidrológico do que restou da planície original, encontra-se fortemente alterado pela operação das barragens na bacia do rio Paraná desde o período de 1972-1981, intensificando-se após o fechamento de Porto Primavera (ARENAS-IBARRA, 2008; SOUZA-FILHO, 2009). Desta forma, cabe destacar que o segmento da bacia do rio Paraná compreendido pela PIARP representa o último trecho não represado do rio em território brasileiro. Em adição, atividades antropogênicas como a criação de gado, cultivo de arroz, extração de areia, navegação e dragagem apresentam os maiores impactos potenciais sobre a integridade deste ecossistema (AGOSTINHO et al., 2004).

A vegetação da área está inserida no bioma Mata Atlântica (BRASIL, 2006), na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual, sendo classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (IBGE, 1992). A partir de 1952, as ilhas da região sofreram um crescente desflorestamento, sendo ocupadas, inicialmente, por culturas de subsistência e café, que foram substituídas por pastagens em razão de uma cheia excepcional do rio Paraná em 1983 (CAMPOS, 1999). Na condição de pastagem, as ilhas conservaram apenas poucos fragmentos de floresta, estes também degradados pelo efeito do gado e do corte seletivo (CAMPOS, 1999).

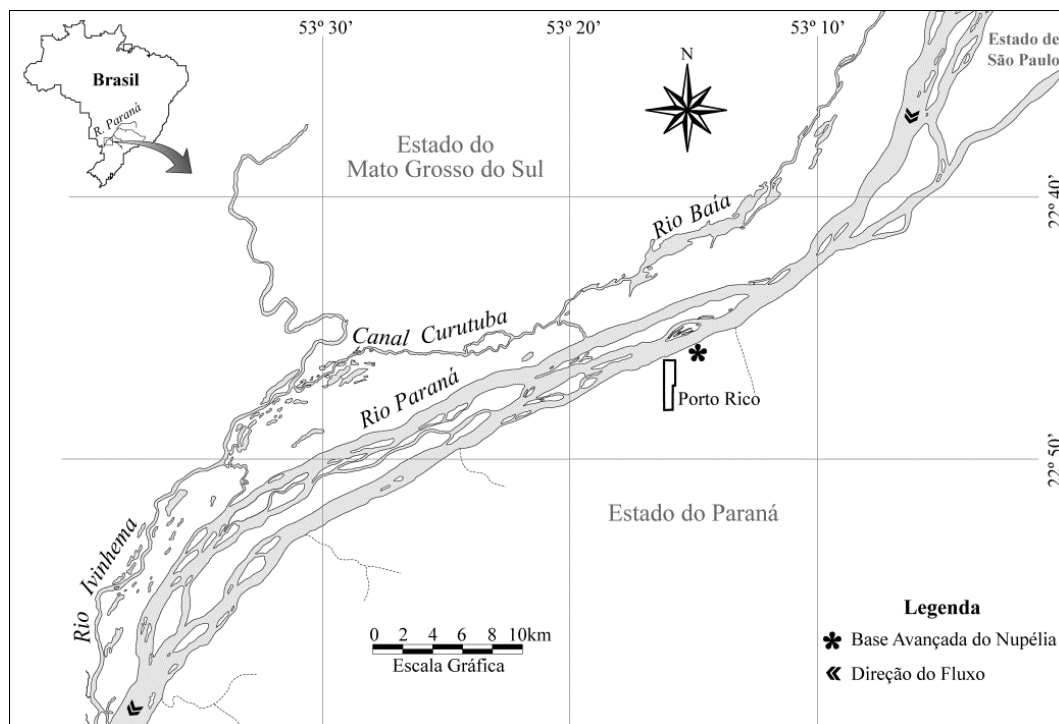


Figura 1: Mapa de localização da planície de inundação do alto rio Paraná.

Diante da importância ecológica da região foram criadas, a partir de 1997, três Unidades de Conservação na área: (i) Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (APA-IVRP); (ii) Parque Nacional de Ilha Grande e; (iii) Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (AGOSTINHO et al., 2000). A criação destas Unidades de Conservação provocou um conjunto de ações promovidas pelo ministério público e pelos órgãos ambientais buscando o fim da utilização das ilhas pela agropecuária, o que resultou no abandono das pastagens.

Em geral, a regeneração florestal em pastagens abandonadas é mais lenta do que áreas que sofreram outros distúrbios, sejam eles naturais ou antrópicos (AIDE et al., 1995, 1996, 2000; CHAZDON, 2003). Isto acontece, em grande parte, pois as pastagens não apresentam características favoráveis à germinação e estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas. Escassez de propágulos, competição com gramíneas ruderais introduzidas como forrageiras, altas taxas de predação de sementes e plântulas, bem como a degradação do solo têm sido apontados como importantes fatores que dificultam ou mesmo impedem a regeneração florestal nestes ambientes (UHL et al., 1988; AIDE et al., 1995; HOLL, 1999). Além disso, a presença e a dominância de espécies exóticas de plantas são comuns na sucessão inicial em terras abandonadas (AIDE et al., 2000;

CHAZDON, 2003; LICHSTEIN et al., 2004; LUGO, 2009). Espécies exóticas invasoras de plantas são frequentemente ruderais ou pioneiras por isso são favorecidas em áreas perturbadas ou degradadas se desenvolvendo facilmente nestes ambientes (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; MAC DOUGALL; TURKINGTON, 2005; BERENS *et al.*, 2008).

No caso das ilhas da PIARP análises prévias do banco de sementes do solo na pastagem ativa sugeriram a incapacidade dessas sementes promoverem o imediato restabelecimento natural da vegetação, devido às suas características físicas e localização no perfil do solo, bem como em razão da degradação do solo da pastagem (CAMPOS; SOUZA, 2003). Apesar disto, após cinco anos de abandono foi constatado o desenvolvimento de formações florestais em estágio inicial de sucessão secundária (CAMPOS; DICKINSON, 2005). Além de áreas em “*arrested succession*”, caracterizadas pela dominância de gramíneas exóticas - *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga e *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs - originadas da pastagem implantada e árvores dispersas (CAMPOS; DICKINSON, 2005).

Desta forma, o processo de regeneração natural foi considerado bastante rápido, pois em apenas cinco anos 77,25% da área de pastagem passou para uma formação florestal, caracterizada por um dossel dominado por poucas espécies pioneiras e invasoras, além da presença de espécies de grupos sucessionais de estágios mais avançados nos estratos arbustivo e herbáceo. Esta rápida colonização foi atribuída ao processo de dispersão e chegada de sementes ao local, às características de boa fertilidade do solo e às condições climáticas da região, onde não ocorrem frios intensos e as chuvas são bem distribuídas durante o ano, sem períodos secos típicos (CAMPOS; DICKINSON, 2005).

Posteriormente, a vegetação secundária das ilhas foi classificada em cinco “tipos” (associações) de vegetação com base na espécie dominante ou característica do dossel (ZAMPAR, 2009), a saber:

- i) Tipo *Cecropia pachystachya*: ocorre domínio fitofisionômico da espécie pioneira nativa *Cecropia pachystachya* Trécul (Urticaceae) no estrato superior (Perímetro à Altura do Peito - PAP $\geq$ 15cm) da vegetação e dominância de espécies nativas;



ii) Tipo *Croton urucurana*: ocorre domínio fisionômico da espécie pioneira nativa *Croton urucurana* Baill. (Euphorbiaceae) tanto no estrato superior como no estrato juvenil (PAP<15cm e Altura>1m), com poucas espécies associadas;

iii) Tipo *Machaonia brasiliensis*: ocorre domínio fisionômico da espécie secundária nativa *Machaonia brasiliensis* (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schltdl. (Rubiaceae) em ambos os estratos, com poucas espécies associadas;

iv) Tipo *Psidium guajava*: ocorre domínio fisionômico da espécie exótica invasora *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) em ambos os estratos, com poucas espécies associadas; e

v) Tipo Misto: não ocorre dominância fisionômica de nenhuma espécie e as espécies mais comuns são *C. pachystachya*, *C. urucurana* e *P. guajava*.

O “Tipo *Psidium guajava*” apresentou a segunda maior área de cobertura, a qual foi estimada em cerca de 200 ha, ou 40% das florestas secundárias das ilhas (foram cinco ilhas estudadas, incluindo as duas ilhas-sítios do presente estudo). Além disso, foi verificada uma menor riqueza e diversidade de espécies neste “tipo” (ZAMPAR, 2009).

### ***Psidium guajava* L.**

*Psidium guajava* L. (Myrtaceae) conhecida popularmente como goiabeira, é uma árvore perene nativa da América Central, ocorrendo naturalmente do sul do México ao norte da América do Sul (MORTON, 1987). Além de possuir um fruto comestível bastante apreciado, esta espécie é muito utilizada na medicina tradicional. No Brasil, *P. guajava* foi introduzida, provavelmente, por povos pré-colombianos, e tem sido cultivada amplamente de norte a sul do país. Esta espécie é capaz de crescer em climas tropicais e subtropicais, e tem sido introduzida e cultivada em muitos países, tendo se adaptado a uma vasta gama de solos (SALAZAR et al., 2006).

Em contraponto com sua importância socioeconômica, *P. guajava* é considerada uma árvore exótica invasora amplamente distribuída no mundo, com histórico invasor na América do Norte, ilhas do Pacífico, Nova Zelândia, Austrália, ilhas do Oceano Índico (incluindo Madagascar), África e América do Sul (RICHARDSON; REJMANÉK, 2011). *Psidium guajava* também é listada da Base Nacional de Espécies Exóticas Invasoras no Brasil (<http://i3n.institutohorus.org.br/www/>), mantida pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. De acordo com Zenni; Ziller (2011), esta espécie ocorre em uma ampla gama de ecossistemas brasileiros, abrangendo as Florestas com Araucária, Florestas Atlânticas do Alto Paraná, Florestas

Costeiras na Serra do Mar, Cerrado, Florestas Costeiras da Bahia, Florestas Úmidas do Sudoeste da Amazônia, Florestas do Interior de Pernambuco e Florestas Interiores da Bahia. Além disso, o *status* de espécie exótica invasora de *P. guajava* foi oficializado no estado do Paraná, por meio da Portaria IAP nº 125, de 07 de agosto de 2009 (IAP, 2009).

A dominância de *P. guajava* em terras abandonadas tropicais, bem como a formação de maciços monoespecíficos são relatadas em ambientes tropicais, tanto na sua área de distribuição nativa (SARMIENTO, 1997; ZAHAWI; AUGSPURGER, 1999), como exótica (AIDE et al., 1996; 2000; PASCARELLA et al., 2000; BERENS, 2008). De fato, *P. guajava* é considerada uma espécie daninha em pastagens (SOMARRIBA, 1985; SOMARRIBA; BEER, 1985). Seu sucesso é, em grande parte, atribuído à capacidade de rebrota, alta produção de sementes e a dispersão por aves e pelo gado (BERENS, 2008, SOMARRIBA, 1985; SOMARRIBA; BEER, 1985).

Em razão de sua habilidade em colonizar pastagens, *P. guajava* também tem sido apontada como uma possível ferramenta para a restauração florestal em terras abandonadas (PASCARELLA et al., 2000; BERENS et al., 2008). Em Porto Rico (América Central), foi sugerido que esta espécie pode facilitar a colonização de florestas secundárias por espécies nativas tolerantes à sombra (PASCARELLA et al., 2000). *Psidium guajava* também atrai aves frugívoras, o que pode aumentar a chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas em terras abandonadas (BERENS et al., 2008). Além disso, tem sido sugerido que esta espécie ocorre somente em florestas secundárias jovens e o seu valor de importância tende a declinar ao longo do tempo (AIDE et al., 2000; PASCARELLA et al., 2000; BERENS et al., 2008).

*Psidium guajava* foi registrada pela primeira vez na PIARP em 1992 (Herbário da Universidade Estadual de Maringá/Coleção Especial Vegetação Ripária; HUEM 995). Entretanto, somente a partir do trabalho de Zviejkovski (2008), a situação populacional desta espécie começou a chamar a atenção dos pesquisadores. Com o objetivo de avaliar a sucessão inicial em pastagens abandonadas em uma das ilhas da PIARP, Zviejkovski (2008), registrou um incremento de mais de 91% no índice de valor de importância (IVI) de *P. guajava*, que passou da 12ª posição em 2002 para a 2ª em 2007. Após esta constatação, as pesquisas sobre a invasão de *P. guajava* na PIARP, em especial no que tange aos impactos, mecanismos de invasão e perspectivas para o manejo, foram priorizadas.

Em razão da possibilidade de *P. guajava* interferir no processo sucessional das ilhas, o que poderia implicar em perdas na biodiversidade local e regional, e considerando as evidências prévias (BOVEY; DIAZ-COLON, 1968; BROWN et al., 1983), foi realizado um ensaio sobre o potencial alelopático desta espécie. Desta forma, foi verificada a existência de atividade alelopática das folhas de *P. guajava* sobre a germinação e crescimento da raiz de alface (*Lactuca sativa* L.), o que poderia implicar na inibição do recrutamento de espécies arbóreas nativas em áreas com elevada dominância da espécie (CHAPLA; CAMPOS, 2010).

Com a intenção de avaliar o potencial de dispersão de *P. guajava* por aves na PIARP, Silva et al. (2013) registraram 11 espécies de aves se alimentando de frutos de *P. guajava*. As aves observadas frequentam ambiente florestal e também áreas abertas, o que potencializa a dispersão da espécie pela maioria dos ambientes, podendo alterar a estrutura e composição específica da vegetação da região (SILVA et al., 2013). Em adição, sementes viáveis de *P. guajava* foram observadas no solo da mesma área onde foi registrado o aumento de 91% no VI desta espécie, o que sugere o potencial de formação de banco de sementes por esta espécie (CHAPLA; CAMPOS, 2011).

Além disso, com o objetivo de avaliar o processo de sucessão secundária nas ilhas, e estudar a invasão de *P. guajava* na PIARP, foram instaladas parcelas permanentes contemplando os quatro principais “tipos” vegetacionais sugeridos por Zampar (2009). Estas parcelas foram denominadas como: Parcelas permanentes Psidium Guajava – PPPG, Parcelas Permanentes Cecropia Pachystachya – PPCP, Parcelas Permanentes Croton uRucurana – PPCR e Parcelas Permanentes Misto - PPMI. Os dados resultantes deste trabalho foram analisados e apresentados por Chapla (2013). Foi sugerido que as unidades fisionômicas delimitadas originalmente por Zampar (2009) representam diferentes trajetórias sucessionais da vegetação. Foi apontado ainda que a dominância de *P. guajava* nestas florestas pode afetar a estrutura, diversidade e composição de espécies arbóreas. Desta forma, a possibilidade da limitação do recrutamento de outras espécies pela invasora pode implicar em um retardo ou cessação do processo de regeneração da floresta (CHAPLA, 2013).

Dentro deste contexto, buscou-se aferir o potencial de regeneração de espécies arbóreas nativas em condições de elevada dominância de *P. guajava* e, ao mesmo tempo, avaliar se o controle desta espécie poderia estimular o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Desta forma, o objetivo foi avaliar o impacto da dominância de *P. guajava* sobre o processo de sucessão secundária em pastagens abandonadas na PIARP,

bem como examinar a viabilidade do controle da espécie em termos de recuperação da vegetação nativa.

Avaliou-se se a dominância de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode afetar o recrutamento de espécies arbóreas nativas, por meio da comparação do banco de plântulas arbóreas entre uma área dominada por *P. guajava* e outra dominada por espécies nativas. Para isso foi realizado um monitoramento de dois anos dos indivíduos arbóreos até um metro de altura (banco de plântulas). Foram comparadas a densidade, riqueza e composição de espécies.

Verificou-se se o controle de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP poderia favorecer o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Foi realizado um experimento que consistiu em três tratamentos: (CH) corte raso de todos os indivíduos + aplicação de herbicida; (CR) corte raso de todos os indivíduos e; (CT) controle. Foram avaliadas a densidade e riqueza de espécies nativas, a diversidade e a composição de espécies arbóreas no banco de plântulas e no estrato juvenil.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; ZALEWSKI, M. **A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação**. Maringá: Eduem, 1996.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; MINTE-VERA; C.V.; WINEMILLER, K.O. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J.A. (ed.) **Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, 2000. p. 89-118
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v.4, n.3, p.255-256, 2004.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; HERRERA, L.; ROSARIO, M.; SERRANO, M. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v.77, p.77-86, 1995.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; ROSARIO, M.; MARCANO, U. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in Northeastern Puerto Rico. **Biotropica**, v.28, n.4a, p.537-548, 1996.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.328-338, 2000.
- ARENAS-IBARRA, J.A. **Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS)**. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2008.
- BERENS, D.G.; FARWIG, N.; SCHAAB, G.; BÖHNING-GAESE, K. Exotic guavas are foci of forest regeneration in Kenyan farmland. **Biotropica**, v.40, n.1, p.104-112, 2008.
- BOVEY, R. W.; DIAZ-COLON, J. D. Occurrence of plant growth inhibitors in tropical e subtropical vegetation. **Physiologia Plantarum**, v.22, n.2, p. 253-259, 1968.
- BRADLEY, B. A.; BLUMENTHAL, D. M.; WILCOVE, D. S.; ZISKA, L. H. Predicting plant invasions in an era of global change. **Trends in Ecology and Evolution** v.25, n.5, p.310-318, 2010.
- BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário**

**Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 246, p. 1-4, 26 dez. 2006. Seção 1.

BROWN, R.L., TANG, C. S.; NISHIMOTO, R. K. Growth-inhibition from guava roots exudates. **Hortscience**, v.18, p.316-318, 1983.

CAMPOS, J. B. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology Technology**, v.42, n.1, p.91-100, 1999.

CAMPOS, J.B.; SOUZA, M.C.D. Potencial for natural forest regeneration from seed bank in an Upper Paraná River Floodplain, Brazil. **Brazilian Archives of Biology Technology**, v.46, n.4, p.625-639, 2003.

CAMPOS, J. B.; DICKINSON, G. Regeneração de florestas na área de proteção ambiental – APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. **Cadernos de Biodiversidade**, v.5, n.1, p.50-59, 2005.

CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. Allelopathic evidence in exotic guava (*Psidium guajava* L.). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.53, n.6, p.1359-1362, 2010.

CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. Soil seed bank during succession at an abandoned pasture in the upper Paraná river-floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.33, n.1, p.59-69, 2011.

CHAPLA, T.E. **Invasão da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná**. Exame Geral de Qualificação: Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2013.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, p.51-71, 2003.

DAVIS, M.A. Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? **Bioscience**, v.53, n.5, 2003.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.703-713, 2002.

D'ANTONIO, C.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p.63-87, 1992.

EUROPEAN COMMISSION. **Commission staff working document: impact assessment** (Accompanying the document: Proposal for a Council and European Parliament Regulation on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species). Bruxelas: European Commission, 2013.

GUREVITCH, J.; FOX, G.A.; WARDLE, G.M.; INDERJIT; TAUB, D. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. **Ecology Letters**, v.14, p.407-418, 2011.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v.31, n.2, p.229-242, 1999.

IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências; 1)

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Portaria nº 125, de 07 de agosto de 2009. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Paraná (executivo)**, Curitiba, PR, n. 8.058, p. 15-16, 17 set. 2009.

JUNK, W.J. Áreas inundáveis - Um desafio para a Limnologia. **Acta Amazonica**, v.10, n.4, p.775-795, 1980.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D.P. (ed.) **Proceedings of the International Large River Symposium**. Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Science, n.106. Ottawa: NCR Research Press, 1989. p. 110-127

JUNK, W.J. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. **Environmental Conservation**, v.29, n.4, p.414-435, 2002.

LICHSTEIN, J. W.; GRAU, H. R.; ARAGÓN, R. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. **Journal of Vegetation Science**, v.15, p.721-728, 2004.

LUGO, A. E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, v.41; n.5, p.589-591, 2009.

MACDOUGALL, A. S.; TURKINGTON, R. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? **Ecology**, v.86, n.1, p.42-55, 2005.

- MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology**, v.5, p.1-20, 2000.
- MORTON, J. Guava. p. 356–363. In: MORTON, J. F. **Fruits of warm climates**. Miami: Florida Flair Books, 1987.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.28, p.621-658, 1997.
- NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. **Interciencia**, v.15, n.6, p.424-442, 1990.
- PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; SERRANO, M.I.; ZIMMERMAN, J.K. Land-use history and forest regeneration in the Cayey mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v.3, p.217-228, 2000.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.84, p.1-20, 2001.
- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v.52, p.273 - 288, 2005.
- RICHARDSON, D.M.; HOLMES, P.M.; ESLER, K.J.; GALATOWITSCH, S.M.; STROMBERG, J.C.; KIRKMAN, S.P.; PYŠEK, P.; HOBBS, R.J. Riparian vegetation: degradation, alien plants invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v.13, p.126-139, 2007.
- RICHARDSON, D.M.; REJMANÉK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. **Diversity and Distributions**, v.17, p.788–809, 2011.
- SALAZAR, D.M.; MELGAREJO, P.; MARTÍNEZ, R.; MARTÍNEZ, J.J.; HERNÁNDEZ, F.; BURGUERA, M. Phenological stages of the guava tree (*Psidium guajava* L.). **Scientia Horticulturae**, v.108, p.157–161, 2006.
- SARMIENTO, F.O. Arrested succession in pastures hinders regeneration of Tropicandean forests and shreds mountain landscapes. **Environmental Conservation**, v.24, n.1, p.14-23, 1997.
- SILVA, J.C.B.; CÂNDIDO-JUNIOR, J.F.; VOGEL, H.F.; CAMPOS, J.B. Dispersão por aves de *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) em ambiente ripário na bacia do rio Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v.34, n.2, p.195-204, 2013.



- SOMARRIBA, E. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) en pastizales. II. Consumo de fruta y dispersión de semillas. **Turrialba**, v.35, n.4, p.329-332, 1985.
- SOMARRIBA, E.; BEER, J. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) en pastizales. III. Producción de leña. **Turrialba**, v.35, n.4, p.333-338, 1985.
- SOUZA-FILHO, E.E. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, n.2 (Suppl.), p.707-716, 2009.
- TOCKNER, K.; STANFORD, J.A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental Conservation**, v.29, n.3, p.308-330, 2002.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v.76, p.663-681, 1988.
- VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J-C.; SIMBERLLOF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, v.10, p.1345-1351, 2008.
- VILÀ, M.; ESPINAR, J.L.; HEJDA, M.; HULME, P.E.; JAROŠÍK, V.; MARON, J.L.; PERGL, J.; SCHAFFNER, U.; SUN, Y.; PYŠEK, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v.14, p.702-708, 2011.
- WILCOVE, D.S.; ROTHSTEIN, D.; DUBOW, J.; PHILLIPS, A.; LOSOS, E. Quantifying threats to imperiled species in the United States assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. **BioScience**, v.48, n.8, p.607-615, 1998.
- ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. K. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica**, v.31, n.4, p.540-552, 1999.
- ZAMPAR, R. **Contribuição da criação de uma unidade de conservação no sequestro de carbono atmosférico**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2009.
- ZENNI, R.D.; ZILLER, S. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.34, n.3, p.341-446, 2011.
- ZVIEJKOVSKI, I. P. **Dinâmica e sucessão de uma floresta estacional semidecidual em um intervalo de cinco anos (2002-2007) em uma pastagem abandonada na ilha Porto Rico, PR**. Exame Geral de Qualificação: Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2008.

## **2 INVASÃO DA GOIABEIRA (*Psidium guajava* L.) E RECRUTAMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA SUCESSÃO INICIAL EM PASTAGENS ABANDONADAS NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ: UM ESTUDO DE CASO**

**RESUMO:** Alterações no uso da terra em ambientes naturalmente suscetíveis à invasão por espécies exóticas, como zonas ripárias, podem propiciar a colonização por espécies exóticas invasoras, o que pode retardar ou impedir o processo de regeneração florestal. Com o objetivo de avaliar se a dominância de *Psidium guajava* L. na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná - PIARP pode afetar o recrutamento de espécies arbóreas nativas, foram avaliadas a densidade, riqueza e composição do banco de plântulas de espécies arbóreas (indivíduos com até um metro de altura) em uma Unidade Fisionômica – UF dominada por *P. guajava* e uma UF dominada por espécies nativas. Foi testada a hipótese de que a dominância de *P. guajava*, uma espécie arbórea exótica, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP inibe o recrutamento de espécies arbóreas nativas. O banco de plântulas foi monitorado durante dois anos. A densidade do banco de plântulas foi maior na unidade fisionômica dominada por *P. guajava*, porém a riqueza de espécies foi inferior com relação à UF dominada por nativas. A variação sazonal e ao longo do tempo na densidade diferiu entre as duas UF. A composição de espécies do banco de plântulas das duas UF foram dissimilares. Os resultados também indicaram que os bancos de plântulas das duas UF respondem diferentemente ao regime de cheias. Os resultados sugerem o impacto da dominância de *P. guajava* sobre a riqueza e composição de espécies do banco de plântulas arbóreas. Isto pode resultar em um desvio na trajetória sucessional. Mesmo que esta espécie diminua sua importância ao longo da sucessão, sua dominância na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode resultar em florestas secundárias com menor riqueza de espécies e, portanto, com menor representatividade da biodiversidade regional.

**PALAVRAS-CHAVE:** ilhas fluviais; espécies exóticas invasoras; florestas secundárias; pulso de inundação; regime hidrológico.

## **Guava invasion (*Psidium guajava* L.) and tree recruitment in early succession in abandoned pastures in the upper Paraná river-floodplain**

**ABSTRACT:** Changes in land use can promote the colonization of naturally susceptible environments, such as riparian zones, by invasive alien species, which can delay or prevent the processes of forest regeneration. I assessed the effects of the exotic tree *Psidium guajava* L. on the recruitment of native trees during early succession in abandoned pastures in the upper Paraná river-floodplain (UPRF). My hypothesis was that the dominance of *P. guajava* inhibits the recruitment of native trees. I monitored density, species richness and composition of tree seedling banks (individuals with height up to one meter) in a Physiognomic Unit (PU) dominated by *P. guajava* and a PU dominated by native species, for two years. Density was higher in *P. guajava*-dominated PU, but species richness was lower than in the PU dominated by native species. Seasonal variation in density was also different between *P. guajava*- and native species-dominated PU. Species composition of the seedling banks also differed between PUs. The response of seedling banks to the flood regime was also different. My results indicate a strong impact of *P. guajava* dominance on seedling banks of native trees, which could lead to a shift in succession trajectory. Even though the importance of the invader diminishes throughout succession, its dominance in the UPRF's abandoned pastures in early succession could result in secondary forests with lower species richness. This might have further detrimental effects on regional biodiversity.

**KEY WORDS:** fluvial islands; exotic invasive species; secondary forests; flood pulse; hydrological regime.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A presença e a dominância de espécies exóticas de plantas são recorrentes em florestas secundárias em terras abandonadas nos trópicos (AIDE et al., 2000; CHAZDON, 2003; LICHSTEIN et al., 2004; LUGO, 2009). A invasão destas espécies pode alterar a estrutura, composição e dinâmica de florestas, constituindo-se em ameaça à biodiversidade e ao funcionamento e processos do ecossistema (VITOUSEK et al., 1997; MACK et al., 2000). De modo geral a abundância e diversidade das espécies residentes diminui em ambientes invadidos por plantas exóticas (VILÀ et al., 2011). Entretanto, estudos em florestas secundárias tropicais divergem quanto ao impacto destas espécies sobre o processo de regeneração florestal.

Em locais severamente degradados, onde espécies nativas não estão disponíveis ou não estão aptas a colonizar, espécies exóticas invasoras podem desempenhar o papel de pioneiras (CHINEA, 2002; D'ANTONIO; MEYERSON, 2002). Em pastagens abandonadas, por exemplo, árvores exóticas invasoras tendem a provocar o sombreamento e morte da cobertura gramínea, o que pode propiciar o recrutamento de espécies arbóreas e arbustivas nativas, favorecendo a regeneração florestal (AIDE et al., 2000; CHINEA, 2002).

Contudo, também tem sido apontado que espécies exóticas invasoras podem retardar ou mesmo impedir o processo de sucessão florestal em terras abandonadas (AIDE et al., 2000; LICHSTEIN et al., 2004; BROWN et al., 2006). Em ambientes invadidos, espécies exóticas invasoras podem criar condições que facilitem a sua persistência e inibam a recuperação do ecossistema original (HOBBS et al., 2006). Por meio de mecanismos como competição, alelopatia e sombreamento excessivo, árvores exóticas invasoras podem limitar o recrutamento de plântulas e juvenis de espécies nativas (AIDE et al., 2000; LICHSTEIN et al., 2004; BROWN et al., 2006). A redução no recrutamento de espécies residentes facilita o recrutamento e dominância da espécie exótica invasora, o que implica no *feedback* positivo da invasão (ENS; FRENCH, 2008; NORDEN et al., 2011).

Além disso, os ambientes ripários são especialmente vulneráveis às invasões biológicas. A dinâmica hidrológica, por meio das flutuações no nível da água, favorece o estabelecimento de plantas ruderais. Os cursos d'água carregam propágulos provenientes de uma ampla bacia de drenagem e atuam como vias de dispersão de espécies exóticas invasoras. Além disso, impactos antrópicos que resultem em

perturbações, como por exemplo a supressão florestal, podem favorecer a proliferação de espécies exóticas invasoras (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; JUNK, 2002; TOCKNER; STANFORD, 2002; RICHARDSON et al., 2007).

*Psidium guajava* L. (Myrtaceae), conhecida popularmente como goiabeira, é uma árvore perene nativa da América Central, distribuindo-se naturalmente do sul do México ao norte da América do Sul (MORTON, 1987). No Brasil, esta espécie foi introduzida, provavelmente, por povos pré-colombianos e é cultivada em grande parte do país. Frequentemente, *P. guajava* é bem sucedida em pastagens, principalmente devido à capacidade de rebrota, alta produção de sementes e a dispersão por aves e pelo gado (BERENS, 2008, SOMARRIBA, 1985; SOMARRIBA; BEER, 1985). Na planície de inundação do alto rio Paraná - PIARP, esta espécie apresenta forte dominância em cerca de 40% da área em sucessão inicial em pastagens abandonadas nas ilhas da região (ZAMPAR, 2009). Além disso, em locais com elevada dominância de *P. guajava* foram registradas uma menor diversidade de espécies arbóreas, além de alterações na estrutura e composição de florestas secundárias na região (CHAPLA, 2013).

Em contraponto, estudos prévios sobre a invasão de *Psidium guajava* têm assinalado esta espécie como provável ferramenta para a restauração florestal em terras abandonadas tropicais (PASCARELLA et al., 2000; BERENS et al., 2008). *Psidium guajava* pode facilitar a colonização de florestas secundárias por espécies nativas tolerantes à sombra (PASCARELLA et al., 2000). Além disso, esta espécie pode aumentar a chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas em terras abandonadas devido sua capacidade de atrair aves frugívoras (BERENS et al., 2008). Entretanto, a maioria (>95%) das plântulas registradas por Berens et al. (2008) em terras abandonadas colonizadas por *P. guajava* no oeste do Quênia eram de *P. guajava*.

Nesse sentido, foram avaliadas a densidade, riqueza e composição de espécies do banco de plântulas de espécies arbóreas em duas Unidades Fisionômicas (UF) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná - PIARP. Foi considerada uma UF dominada por *Psidium guajava* (PG) e uma UF dominada por espécies nativas, caracterizada pela dominância fisionômica da espécie pioneira nativa *Cecropia pachystachya* Trécul (Urticaceae) (CP). O estudo teve como objetivo avaliar se a dominância de *Psidium guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode afetar o recrutamento de espécies arbóreas nativas, por meio da comparação do banco de plântulas entre uma área dominada por *P. guajava* (PG) e outra dominada por espécies nativas (CP).

Foi testada a hipótese de que a dominância de *Psidium guajava*, uma espécie arbórea exótica, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP inibe o recrutamento de espécies arbóreas nativas. A fim de esclarecer a hipótese, foram consideradas as seguintes previsões: (i) A densidade do banco de plântulas da UF dominada por *P. guajava* é menor do que na UF dominada por nativas; (ii) A riqueza de espécies do banco de plântulas da UF dominada por *P. guajava* é menor do que na UF dominada por nativas; (iii) O banco de plântulas da UF dominada por *P. guajava* apresenta uma frequência maior de espécies exóticas do que o banco de plântulas da UF dominada por nativas; (iv) A composição de espécies do banco de plântulas da UF dominada por *P. guajava* difere do banco de plântulas da UF dominada por nativas; (v) Os bancos de plântulas das duas UF estudadas respondem de forma diferente às alterações do regime hidrológico.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido em ilhas fluviais inseridas na planície de inundação do alto rio Paraná – PIARP (Bacia do Prata), na região do município de Porto Rico-PR, sul do Brasil, e foi realizado durante um período de dois anos (novembro de 2010 a agosto de 2012). As ilhas estudadas são denominadas, popularmente, de ilha Santa Rosa (S22°46'24,3'' W053°18'15,6'') e ilha Melosa (S22°44'33,8'' W053°13'43,5''); Figura 1). A vegetação da área de estudo é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (IBGE, 1992). O clima, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como Cfa – clima tropical-subtropical com verão quente (média de 22° C anuais) e precipitação anual média de 1.500 mm (MAACK, 2002). Em alguns anos pode apresentar um clima do tipo Cwa, que é seco no inverno (MAACK, 2002). A área localiza-se a uma altitude aproximada de 230 m (CAMPOS, 1999).

As ilhas têm uma morfologia bastante típica formada basicamente por uma superfície ondulada constituída por feições acanaladas inundadas ou secas (paleocanais) intercaladas com elevações alongadas de grande extensão longitudinal (centenas a milhares de metros) que se encontram em diferentes altitudes (4 a 5 metros) com relação ao nível médio do rio. Em alguns trechos a diferença topográfica entre as elevações e os

paleocanais praticamente se anularam, formando uma superfície relativamente plana (CORRADINI et al., 2006).

A partir de 1952, as ilhas sofreram um crescente desflorestamento, sendo ocupadas, inicialmente, por culturas de subsistência e café, que foram substituídas por pastagens em razão de uma cheia excepcional do rio Paraná em 1983 (CAMPOS, 1999). Na condição de pastagem, as ilhas conservaram apenas poucos fragmentos de floresta primária, estes também degradados pelo efeito do gado e do corte seletivo (CAMPOS, 1999). Como resultado da criação de uma unidade de conservação na área em 1997 – Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná – (BRASIL, 1997), o gado foi retirado das ilhas e as pastagens abandonadas.

Com o abandono das pastagens, o processo de sucessão inicial deu origem a uma formação florestal que pode ser classificada de acordo com a espécie dominante ou característica do dossel. A cobertura de vegetação das ilhas pode ser comparada como um mosaico de diferentes Unidades Fisionômicas - UF de vegetação secundária mais ou menos distintas, além de remanescentes florestais (florestas primárias que não sofreram corte raso, porém sofreram impactos de fragmentação, impactos do gado e corte seletivo) (CAMPOS; DICKINSON, 2005; ZAMPAR, 2009; CHAPLA, 2013).

Em 2008, foi instalado um bloco de parcelas permanentes em cada uma das ilhas (Figura 1), como parte de um estudo que considerou quatro UF na sucessão inicial em pastagens abandonadas da região (CHAPLA, 2013). As UF foram identificadas visualmente com base na espécie dominante ou característica no dossel (CHAPLA, 2013). No presente estudo foram consideradas as seguintes UF: (CP) UF *Cecropia Pachystachya*, onde ocorre dominância de espécies nativas com dominância fisionômica da espécie pioneira nativa *Cecropia pachystachya* no estrato superior (Perímetro à Altura do Peito - PAP $\geq$ 15cm); e (PG) UF *Psidium Guajava*, na qual ocorre dominância da exótica invasora *Psidium guajava* nos estratos superior e juvenil (PAP<15cm e Altura>1m).

Na área com dominância de espécies nativas (UF-CP) os indivíduos de *C. pachystachya* ocorrem como emergentes no dossel ainda em formação, chegando até os 15 metros de altura, enquanto que as demais espécies apresentam altura em torno de cinco a oito metros. No estrato superior, destacam-se as espécies secundárias *Genipa americana* L. (Rubiaceae), *Tabernaemontana catharinensis* A. DC. (Apocynaceae), *Inga vera* Willd. (Fabaceae), *Machaonia brasiliensis* (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schlttdl. (Rubiaceae) e *Sapium haemospermum* Müll. Arg. (Euphorbiaceae).

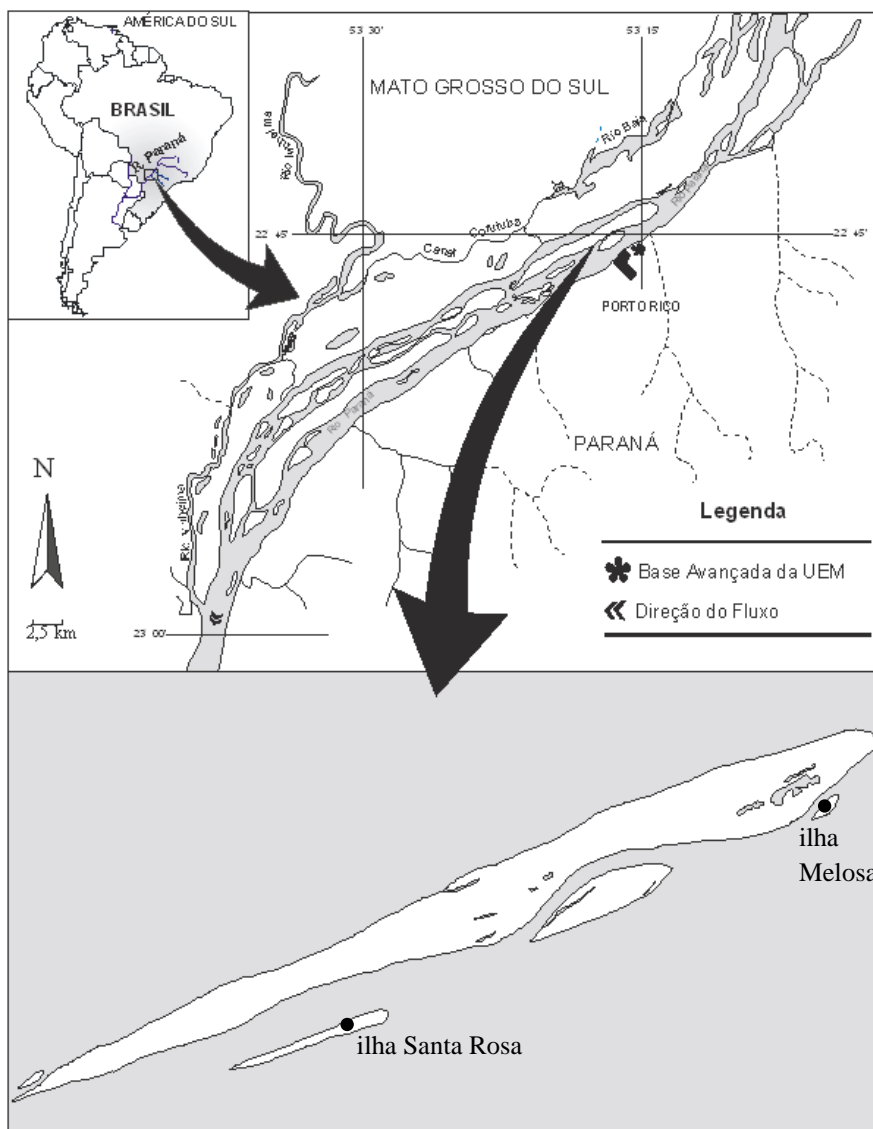


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo, com destaque para o arquipélago abrangido. Adaptado de ZAMPAR (2009).

No estrato juvenil, se destacam as espécies *G. americana*, *T. catharinensis*, *M. brasiliensis*, *I. vera* e *S. haematospermum*, além da pioneira *Croton urucurana* Baill. (Euphorbiaceae) e das também secundárias *Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees & Mart. (Lauraceae) e *Eugenia florida* DC. (Myrtaceae). *Psidium guajava* está presente estrato juvenil, mas com baixas densidades (CHAPLA, 2013).

Na área invadida (UF-PG), com dominância de *Psidium guajava*, ocorre formação de um dossel com cinco a sete metros de altura. No estrato superior se destacam as espécies pioneiras *Cecropia pachystachya* e *Croton urucurana*, além das secundárias *Machaonia brasiliensis* e *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart.



(Fabaceae). No estrato juvenil, destacam-se as espécies *C. pachystachya*, *M. brasiliensis* e *A. nipoides*, também foi registrada a presença da espécie exótica *Citrus limon* (L.) Osbeck (Rutaceae; CHAPLA, 2013).

A ilha Santa Rosa, onde foram demarcadas as parcelas referentes à UF-PG, apresenta cobertura florestal composta por cerca de 30% da UF-PG e aproximadamente 20% da UF-CP, além de remanescentes florestais (cerca de 50%); a ilha Melosa, onde foram demarcadas as parcelas referentes à UF-CP, apresenta cobertura composta por cerca de 70% da UF-CP e outros 30% de remanescentes florestais (ZAMPAR, 2009).

### **Nível fluviométrico**

Os dados do nível fluviométrico do rio Paraná entre 01/08/2010 e 31/08/2012 foram disponibilizados pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPÉLIA, 2013). Como não foram realizadas análises de topografia da área onde foram instaladas as parcelas permanentes não é possível estabelecer a cota exata em que as áreas podem ser alagadas. Porém, a partir de trabalhos de mapeamento das áreas inundáveis na PIARP é possível inferir que o alagamento das ilhas se dá a partir da cota de seis metros (ROCHA, 2011; SAMIZAVA et al., 2011). Além disso, entrevistas com moradores locais e funcionários da base avançada de pesquisas do Nupélia permitiram estimar o período de alagamento das ilhas Santa Rosa e Melosa durante a realização do presente estudo.

### **Banco de plântulas**

O banco de plântulas foi monitorado em subparcelas (5x5m) demarcadas com base nas parcelas permanentes instaladas por Chapla (2013; Figura 2). O método das parcelas contínuas foi utilizado para a definição das parcelas permanentes (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Cada bloco possui 50 metros de comprimento por 20 metros de largura e é dividido em 10 parcelas (10x10m; Figura 2).

Foi realizada a contagem e identificação de todos os indivíduos arbóreos de até um metro de altura (Banco de Plântulas<sup>1</sup> - BP). Foi realizada uma coleta-piloto em agosto de 2010.

---

<sup>1</sup> O termo “plântula” é utilizado pelos morfologistas vegetais, de forma consensual no Brasil, para definir o período compreendido entre a germinação e a expansão completa do primeiro par de folhas (eofilos). Neste trabalho, o termo “plântula” foi utilizado de forma arbitrária por falta de um termo em língua portuguesa que seja de consenso entre os ecólogos para denominar os indivíduos arbóreos de até um metro de altura.

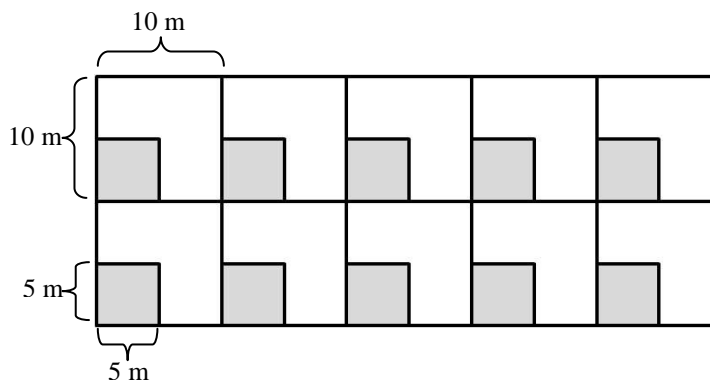


Figura 2: Diagrama esquemático das parcelas permanentes (10x10m) e das sub-parcelas (5x5m), onde foi monitorado o banco de plântulas.

O banco de plântulas foi monitorado em coletas realizadas em intervalos regulares de três meses, o que totalizou oito coletas (nov-10, fev-11, mai-11, ago-11, nov-11, fev-12, mai-12 e ago-12).

### Análise dos dados

Para verificar diferenças na densidade do banco de plântulas entre as UF, foi aplicada uma análise de variância para medidas repetidas (ANOVA), considerando as UF (PG e CP) como fator entre grupos e mês (nov, fev, mai, ago) e ano (Ano 1 e Ano 2) como fatores de medidas repetidas (*within subject factors*; ZAR, 1999). Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram verificados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente (ZAR, 1999). Quando os pressupostos não foram atingidos, os dados foram transformados para escala logarítmica ( $\log_2$ ; GOTELLI; ELLINSON, 2011). As médias foram comparadas pelo teste *least significant difference* (LSD; ZAR, 1999). Os testes foram processados com auxílio do pacote *STATISTICA for Windows* (STASOFT, 2005).

Para verificar se a riqueza de espécies do banco de plântulas diferia entre as UF, foram calculadas curvas de rarefação (*individual based rarefaction*) para cada coleta (KREBS, 1989), com auxílio do pacote *Past* (HAMMER et al., 2001). A riqueza estimada e o desvio padrão foram plotados para permitir uma comparação entre as duas UF.

Para verificar se o banco de plântulas da UF-PG, dominada por *P. guajava*, apresentava maior frequência de árvores exóticas do que a UF-CP, dominada por nativas, foram realizados Testes de Qui-quadrado para Tabelas de Contingência 2x2

para cada coleta (ZAR, 1999). As análises foram processadas por meio do *software R* com auxílio do *Stats Package* (R CORE TEAM, 2012).

Para verificar se a composição de espécies do banco de plântulas diferia entre as UF, foram aplicadas análises de similaridades - ANOSIM, com base na distância de Bray-Curtis (CLARKE; GREEN, 1988). Foi realizada uma ANOSIM "total" apenas com as espécies que foram registradas em todas as coletas. Também foram realizadas ANOSIM para cada coleta, com todas as espécies. As análises foram processadas por meio do *software R* (R CORE TEAM, 2012) com auxílio do *Vegan Package* (OKSANEN, 2013). Foram realizadas 10.000 permutações.

Os testes estatísticos tiveram nível de significância de 5%.

## 2.3 RESULTADOS

### Variáveis fluviométricas

A análise dos dados do nível fluviométrico indicou a ocorrência de um pulso de inundação que ultrapassou a cota de seis metros em março/2011. Entrevistas com moradores e funcionários da base avançada confirmaram que este pulso resultou no alagamento das áreas de estudo por um período aproximado de 10 dias (Figura 3).

### Densidade

Foram registrados 20.259 indivíduos no banco de plântulas em todas as coletas nas duas UF avaliadas (Apêndice I e II). Quanto à densidade do banco de plântulas (Figura 4), a Análise de Variância indicou interação significativa entre: (i) ano e UF; (ii) mês e UF e (iii) ano e mês (Tabela 1). Isto sugere que a densidade do banco de plântulas das duas UF avaliadas responde de maneira diferente às variações sazonais (mês) e podem variar de ano para ano (ano). Na UF-CP ocorreu um aumento na densidade na coleta mai-11, após o pulso de inundação (LSD, MS=1,666;  $p < 0,003$ ; G.L.=28,189; Figura 4). A densidade continuou alta em ago-11 (LSD, MS=1,666;  $p < 0,03$ ; G.L.=28,189), porém, nas outras coletas a densidade diminuiu (Figura 4). Na UF-PG, houve uma diminuição na densidade de plântulas na coleta ago-11 (LSD, MS=1,666;  $p < 0,02$ ; G.L.=28,189), seguida de um aumento expressivo na coleta nov-11 (LSD, MS=1,666;  $p < 0,001$ ; G.L.=28,189), que se manteve ainda alto na coleta fev-12 (LSD, MS=1,666;  $p < 0,04$ ; G.L.=28,189; Figura 4).

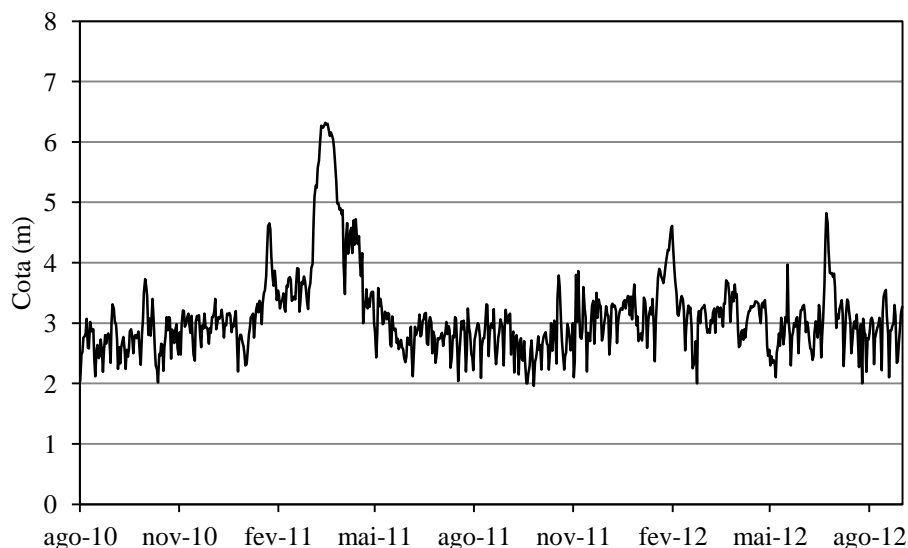


Figura 3: Nível fluviométrico do rio Paraná (Base Avançada de Pesquisas do Nupélia-UEM, Porto Rico-PR) no período de 01/08/2010 a 31/08/2012.

Este aumento foi resultado de um pico na densidade de *Albizia niopoides*, espécie que contribuiu com 54% de todas as plântulas registradas no estudo.

As médias da densidade do banco de plântulas da UF-PG foram maiores do que na UF-CP (Figura 4). Apenas a média da coleta ago-11 da UF-PG foi estatisticamente menor do que a média da coleta mai-11 da UF-CP (LSD, MS=1,666;  $p < 0,04$ ; G.L.=28,189). Isto indica que a densidade do banco de plântulas é, em média, maior na UF-PG, dominada pela invasora, do que na UF-CP, dominada por nativas.

### Riqueza

Na UF-CP foi registrado um número maior de táxons (21), dos quais 18 são nativos e três exóticos. Já na UF-PG foram registrados 13 táxons nativos e dois exóticos (Apêndice I e II). As análises de rarefação indicaram uma maior riqueza estimada para o banco de plântulas arbóreas da UF-CP, do que na UF-PG em todas as coletas (Figura 5).

### Composição de espécies

*Croton urucurana* foi a espécie que mais contribuiu (26%) com as plântulas registradas na UF-CP. Esta espécie apresentou um pico de densidade na coleta mai-11 (após o pulso de inundação), quando atingiu a densidade de 36.240 ind.ha<sup>-1</sup> (Apêndice D).

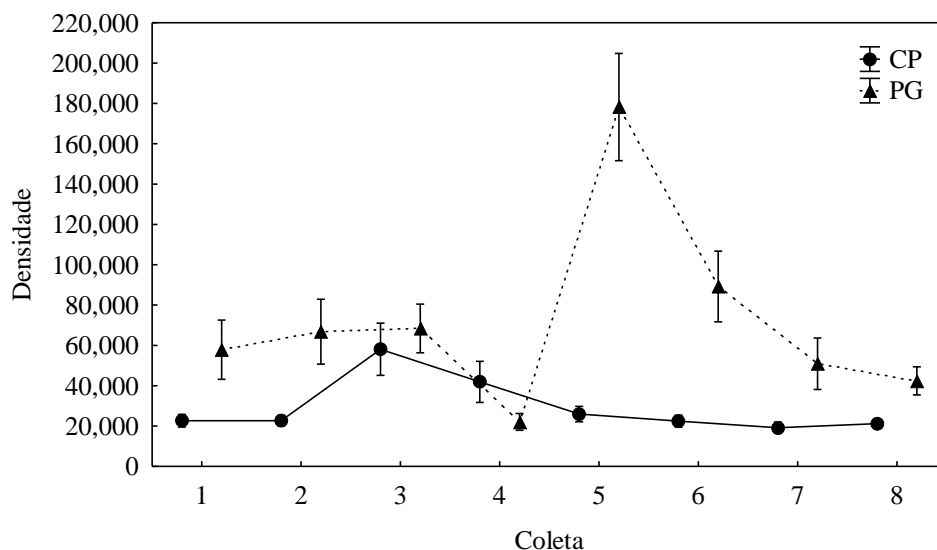


Figura 4: Densidade total (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) do banco de plântulas arbóreas nas duas unidades fisionômicas - UF avaliadas (PG=ocorre dominância da exótica invasora *Psidium guajava* L.; CP=ocorre dominância de espécies nativas), durante o período das coletas (1=nov-10; 2=fev-11; 3=mai-11; 4=ago-11; 5=nov-11; 6=fev-12; 7=mai-12 e; 8=ago-12). (Os marcadores estão deslocados para facilitar a visualização dos dados)

*Tabernaemontana catharinensis* foi a segunda espécie que mais contribuiu na UF-CP, com 24% de todas as plântulas registradas em todas as coletas. Diferentemente de *C. urucurana*, que apresentou uma grande variação na densidade ao longo das coletas, *T. catharinensis* manteve a densidade em valores relativamente altos (Apêndice I). *Machaonia brasiliensis* também apresentou densidades relativamente altas em todas as coletas e representa 18% das plântulas registradas na UF-CP. Outras espécies representativas do banco de plântulas da UF-CP são *Nectandra angustifolia* com 9% das plântulas, e *Inga vera* com 7%. *Psidium guajava* também foi registrada no banco de plântulas da UF-CP e representa 3% de todas as plântulas registradas (Apêndice I).

*Albizia niopoides* apresentou uma elevada dominância no banco de plântulas da UF-PG, representando mais de 75% das plântulas registradas em todas as coletas. Esta espécie apresentou dois picos de densidade na UF-PG, o primeiro nas coletas de nov-10 e fev-11 e outro na coleta nov-11, quando atingiu a densidade de 166.840 ind.ha<sup>-1</sup> (Apêndice II). *Albizia niopoides* foi registrada em todas as coletas na UF-CP, porém em baixas densidades (Apêndice I). *Psidium guajava* foi a segunda espécie mais registrada na UF-PG, com 9% de todas as plântulas, seguida de *Inga vera* (6%) e *Machaonia brasiliensis* (4%) (Apêndice II).

Tabela 1: Valores de F derivados da ANOVA para medidas repetidas, aplicada para a densidade do banco de plântulas arbóreas. Os valores em negrito foram significativos ( $p < 0,05$ ). (G.L.=graus de liberdade; UF= unidade fisionômica)

Fatores	G.L.	F	p
UF	1	6,9	<b>0,017</b>
Ano	1	0,98	0,336
Ano*UF	1	38,22	<b>&lt;0,001</b>
Mês	3	8,23	<b>&lt;0,001</b>
Mês*UF	3	19,48	<b>&lt;0,001</b>
Ano*Mês	3	16,05	<b>&lt;0,001</b>
Ano*Mês*UF	3	2,15	0,104

Outras espécies exóticas foram registradas, *Citrus limon*, *Mangifera indica* L. (Anacardiaceae) e *Syzygium cumini* (L.) Skeels (Myrtaceae). *Citrus limon* foi registrada somente na coleta nov-10 na UF-PG. *Mangifera indica* também foi registrada somente na coleta nov-10, na UF-CP. *Syzygium cumini* foi registrada na UF-CP em cinco coletas (Apêndice I e II).

Os Testes de Qui-quadrado indicaram que o banco de plântulas da UF-CP apresentou uma maior frequência de espécies exóticas, exceto para as coletas mai-11 e ago-11 (Tabela 2). Entretanto, a frequência de espécies exóticas na UF-CP pode ser considerada baixa ( $<0,05$ ; Tabela 2). Somente na coleta mai-11, após o pulso de inundação, a UF-PG apresentou uma frequência maior de exóticas (0,69) do que a UF-CP (Tabela 2), o que ocorreu como reflexo do pico de densidade de *P. guajava* naquela coleta (Apêndice I e II).

As análises de similaridades (ANOSIM) indicaram que os bancos de plântulas das duas UF estudadas são dissimilares quanto à composição de espécies (Tabela 3). As análises para cada coleta indicaram dissimilaridade no banco de plântulas entre as duas UF estudadas, mas com magnitudes variadas, sugerindo que a dissimilaridade pode variar ao longo do tempo podendo se aproximar da dissimilaridade total ( $R=1$ ; Tabela 3).

Tabela 2: Proporção de espécies exóticas no banco de plântulas arbóreas nas duas unidades fisionômicas avaliadas (PG=ocorre dominância da exótica invasora *Psidium guajava* L.; CP=ocorre dominância de espécies nativas), durante o período de novembro/2010 a agosto/2012, e valores de  $\chi^2$  e p derivados dos Testes de Proporção. Os valores em negrito foram estatisticamente significativos. (G.L.=graus de liberdade)

Coleta	CP	PG	$\chi^2$	G.L.	p
nov-10	0,032	0,007	18,38	1	<b>1,811e-05</b>
fev-11	0,048	0,019	13,35	1	<b>0,0002586</b>
mai-11	0,01	0,679	1502,77	1	<b>&lt; 2,2e-16</b>
ago-11	0,022	0,009	3,49	1	0,06162
nov-11	0,04	0,001	148,73	1	<b>&lt; 2,2e-16</b>
fev-12	0,045	0,004	64,45	1	<b>9,917e-16</b>
mai-12	0,048	0,005	39,86	1	<b>2,722e-10</b>
ago-12	0,045	0,007	25,78	1	<b>3,825e-07</b>

## 2.4 DISCUSSÃO

Apesar do banco de plântulas arbóreas da UF dominada por *Psidium guajava* ter apresentado uma maior densidade, a riqueza de espécies foi inferior à UF dominada por nativas. Isto sugere que a dominância de *P. guajava* pode afetar positivamente o recrutamento de plântulas - em termos de densidade - e negativamente em termos de riqueza de espécies. Além disso, a dissimilaridade na composição de espécies entre os dois bancos de plântulas indica uma tendência de divergência na trajetória sucessional entre as duas áreas. Nesse sentido, é possível que a dominância de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP possa resultar em alterações nos padrões de diversidade e na composição da vegetação.

Alguns trabalhos apontam que a colonização por espécies exóticas invasoras pode favorecer a regeneração florestal em terras abandonadas (CHINEA, 2002; D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; LUGO, 2004). Em Porto Rico (América Central), por exemplo, Lugo (2004) relatou que espécies nativas foram beneficiadas com a colonização inicial de uma espécie exótica invasora, *Spathodea campalunata* (Bignoniaceae), uma vez que as espécies nativas colonizaram a área depois de 25 anos e tornaram-se co-dominantes depois de 40 anos.

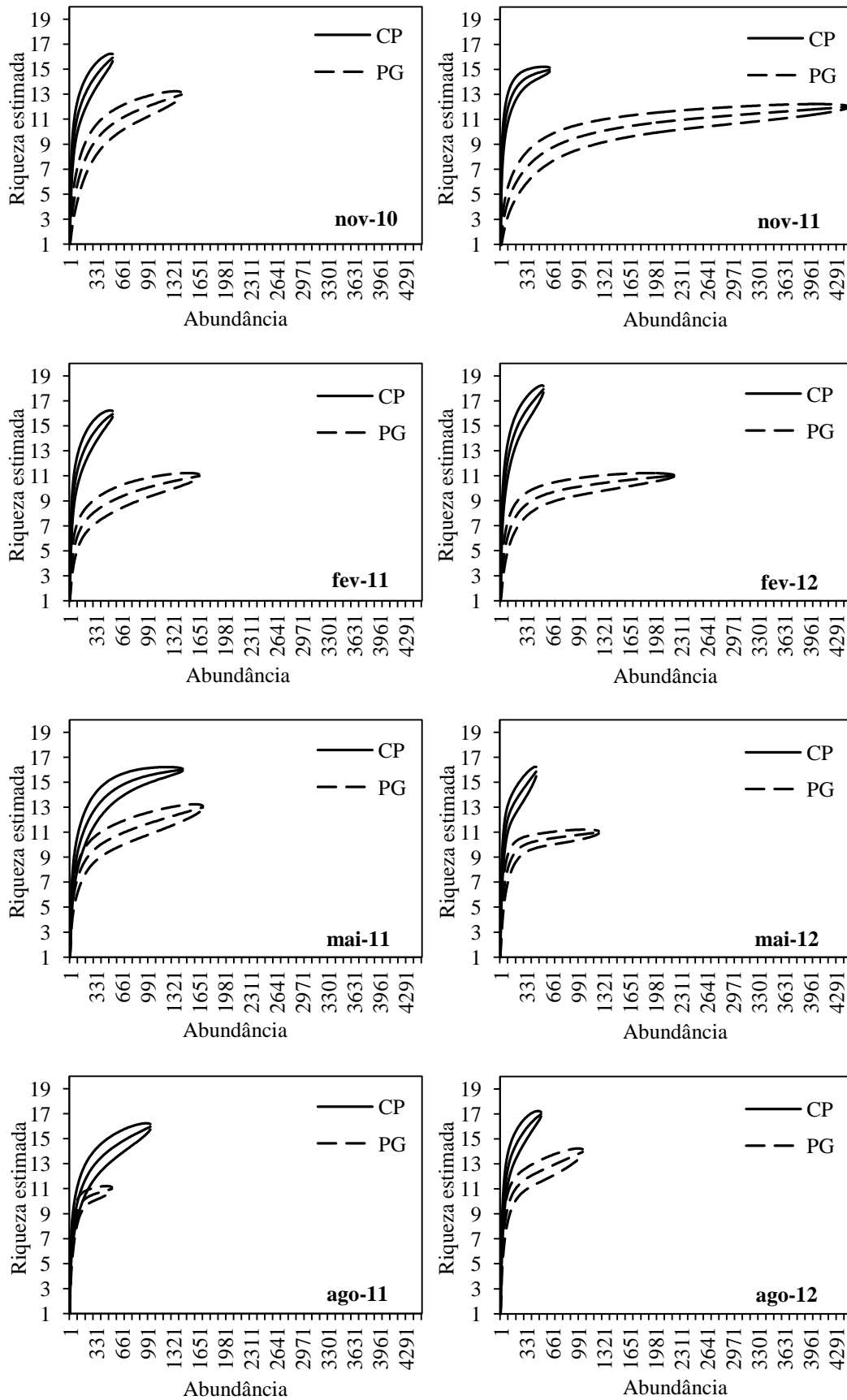


Figura 5: Riqueza estimada ( $\pm$  erro padrão da média) do banco de plântulas arbóreas nas duas unidades fisionômicas avaliadas (PG=ocorre dominância da exótica invasora *Psidium guajava* L.; CP=ocorre dominância de espécies nativas), durante o período de novembro/2010 a agosto/2012.



Tabela 3: Valores de R derivados das análises de similaridades (ANOSIM), aplicadas para a composição de espécies do banco de plântulas arbóreas. Os valores em negrito foram significativos. ( $p < 0,05$ ).

Análise	N	R	P
Total	160	0,65	<b>9,999e-05</b>
nov-10	20	0,87	<b>9,999e-05</b>
fev-11	20	0,7	<b>9,999e-05</b>
mai-11	20	0,69	<b>9,999e-05</b>
ago-11	20	0,65	<b>9,999e-05</b>
nov-11	20	0,99	<b>0,00019998</b>
fev-12	20	0,89	<b>9,999e-05</b>
mai-12	20	0,62	<b>9,999e-05</b>
ago-12	20	0,76	<b>9,999e-05</b>

Por outro lado, também em Porto Rico, a espécie exótica *Syzygium jambos* (Myrtaceae) inibiu a regeneração de espécies nativas, o que resultou na alteração da composição da vegetação e dos padrões de diversidade em florestas secundárias (BROWN et al., 2006). No Noroeste subtropical da Argentina, Lichstein et al. (2004) concluíram que o recrutamento de árvores nativas em florestas secundárias parece ser limitado primariamente pela mortalidade de juvenis em locais com dominância da espécie exótica *Ligustrum lucidum* (Oleaceae). Além disso, em florestas dominadas por espécies exóticas no Hawaii o recrutamento de espécies nativas é raro ou ausente e as espécies exóticas substituem gradualmente remanescentes de florestas nativas (MASCARO et al., 2008).

Nesse sentido, a redução da riqueza de espécies do banco de plântulas arbóreas na UF dominada por *Psidium guajava* sugere que esta espécie pode limitar o recrutamento de outras espécies. A limitação do recrutamento ou colonização tem sido proposta como um mecanismo geral de invasão em nível populacional, por meio do qual a germinação de plantas residentes é inibida ou plântulas ou juvenis destas espécies são suprimidas pela invasora (LICHSTEIN et al., 2004; YURKONIS et al., 2005; ENS; FRENCH, 2008). A superioridade competitiva e a redução na disponibilidade de luz provocada pela densa cobertura da espécie exótica invasora, bem como a alelopatia têm sido apontados como importantes motivos para o sucesso das espécies exóticas invasoras em detrimento das espécies nativas (HIERRO; CALLAWAY, 2003; LEVINE et al., 2003).

O efeito alelopático das folhas, frutos e raízes de *Psidium guajava* foi registrado sobre a germinação e crescimento de outras espécies (BOVEY; DIAZ-COLON, 1968; BROWN et al., 1983; CHAPLA; CAMPOS, 2010). Em adição, compostos químicos pertencentes a grupos com propriedades alelopáticas foram identificados em estudos sobre a composição química de *P. guajava* (GUTIÉRREZ et al., 2008). Desta forma, a germinação e o crescimento de plântulas de determinadas espécies arbóreas na UF-PG podem ser inibidos pelo efeito alelopático de *P. guajava*.

No entanto, a redução na riqueza de espécies na área dominada por *P. guajava* pode estar relacionada também à limitação por dispersão (HOLL, 1999; DENSLOW et al., 2006). As baixas densidades de árvores nativas adultas e a carência de sementes de espécies florestais no banco de sementes do solo podem contribuir para a baixa diversidade registrada no banco de plântulas da UF-PG (CHAPLA; CAMPOS, 2011; CHAPLA, 2013). Em adição, diferenças nas variáveis ambientais não mensuradas entre as duas áreas, como topografia e luminosidade, também podem ter influenciado o banco de plântulas arbóreas. Além disso, a fragmentação da paisagem e a alteração no regime de distúrbios (ex. regime de cheias) e nos padrões climáticos também são fatores que podem interferir nas abundâncias relativas de espécies nativas e exóticas (MACDOUGALL; TURKINGTON, 2005).

Apesar da elevada dominância de *P. guajava* entre as árvores adultas (CHAPLA, 2013), o banco de plântulas da UF-PG foi dominado por esta espécie apenas na coleta após o pulso de inundação, quando atingiu quase 70% das plântulas registradas. Mesmo assim, *P. guajava* foi a segunda espécie mais registrada na UF-PG, com 9% de todas as plântulas. Isto sugere que *P. guajava* pode ser apta a se auto substituir, o que indica que a dominância desta espécie poderá persistir ao longo da sucessão. Entretanto, estudos prévios sobre a invasão de *P. guajava* apontam que esta espécie ocorre somente em florestas secundárias jovens e que o seu valor de importância tende a declinar ao longo do tempo (AIDE et al., 2000; PASCARELLA et al., 2000; BERENS et al., 2008). Em geral, a perda de espécies exóticas ao longo da sucessão em terras abandonadas está relacionada ao fechamento do dossel (MEINERS et al., 2002). Entretanto, alterações na paisagem, regime de distúrbios e outros fatores podem fazer com que as espécies exóticas persistam nas florestas secundárias (SUDING et al., 2004; HOBBS et al., 2006).

As outras espécies exóticas registradas neste estudo também são reconhecidas como invasoras no Brasil (ZENNI; ZILLER, 2011), o que aumenta a preocupação com

a possibilidade destas espécies se tornarem dominantes ou ampliarem sua área de distribuição na PIARP. *Syzygium cumuni* e *M. indica* também possuem potencial alelopático e tem sido registradas como exóticas invasoras em florestas tropicais degradadas (JAVAID et al., 2006; THOMPSON et al., 2007; MASCARO et al., 2008).

Os dois bancos de plântulas avaliados apresentaram uma variação sazonal e ao longo do tempo na densidade diferente entre as duas UF. Isto indica que a dinâmica temporal da comunidade de plântulas arbóreas difere entre as duas UF. Além disso, os dois bancos de plântulas são dissimilares quanto à composição de espécies, o que sugere uma tendência de divergência na trajetória sucessional. De fato, estudos prévios indicam que a sucessão inicial nas pastagens abandonadas nas ilhas da PIARP ocorre de forma heterogênea, com a formação de manchas, de diferentes estrutura e composição, que parecem constituir um mosaico de diferentes trajetórias sucessionais (ZAMPAR, 2009; CHAPLA, 2013).

Vários autores apontam que a trajetória sucessional em terras abandonadas é fortemente influenciada pela composição inicial da sucessão (YOUNG et al. 2001; MESQUITA et al., 2001; BROWN et al., 2006; GANADE et al., 2011). As espécies colonizadoras iniciais, via mecanismos como facilitação, inibição ou tolerância (CONNELL; SLATYER, 1977), podem afetar o recrutamento de plantas, o que pode alterar a estrutura, diversidade e composição de espécies da área em regeneração (YOUNG et al. 2001; MESQUITA et al., 2001; BROWN et al., 2006; GANADE et al., 2011). Estas alterações podem implicar em alterações em longo prazo na trajetória sucessional (BROWN et al., 2006).

Desta forma, a dominância de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode implicar em um desvio na trajetória sucessional, o que poderá resultar em uma floresta com baixa diversidade e com a composição de espécies divergente da floresta original.

O pulso de inundação que ocorreu durante o período do estudo coincidiu com um pico na densidade do banco de plântulas da UF-CP. Em contraponto, a proporção de espécies exóticas na UF-PG aumentou bruscamente em razão de um grande incremento na abundância de plântulas de *P. guajava*. Estes resultados sugerem que a estrutura e dinâmica da comunidade de plântulas arbóreas da sucessão inicial em pastagens abandonadas nas ilhas da PIARP é influenciada pelo regime hidrológico, no entanto, esta influência pode diferir em ambientes invadidos por *P. guajava* (UF-PG) e ambientes dominados por espécies nativas (UF-CP). O aumento na abundância de

plântulas de *P. guajava* após o pulso de inundação evidencia que a invasão de *P. guajava* na PIARP pode estar, de alguma forma, relacionada com o regime hidrológico.

De fato, a distribuição espacial, estrutura e composição da vegetação ripária é fortemente influenciada pelo regime hidrológico (NEIFF, 1986; JUNK et al., 1989; BIANCHINI et al., 2001). Tanto o período de seca quanto o de cheia são importantes para sobrevivência e crescimento de árvores, particularmente na fase de estabelecimento de plântulas, o que, finalmente, influencia a composição de espécies das florestas ripárias (PAROLIN et al., 2010). Desta forma, alterações no regime hidrológico natural dos rios em virtude de barramentos afetam os processos que sustentam a comunidade ripária, o que pode resultar em alterações na produtividade e composição de espécies da vegetação (NILSSON, BERGGREN, 2000; NILSSON, SVEDMARK, 2002; GREET et al., 2011).

Os ambientes ripários são geralmente vulneráveis à invasão por espécies exóticas. Entretanto, este padrão é frequentemente mais pronunciado em rios regulados onde comunidades naturais são ainda mais perturbadas (NILSSON, BERGGREN, 2000; NILSSON, SVEDMARK, 2002; GREET et al., 2011). Vários estudos têm indicado que a regulação do fluxo afeta negativamente as espécies de plantas nativas e facilita a invasão por exóticas em ambientes ripários (ex. STROMBERG et al., 2007; MERRITT; POFF, 2010; MORTENSON; WEISBERG, 2010; CATFORD et al., 2011; GREET et al., 2013). Espécies dos gêneros *Tamarix* spp. (Tamaricaceae) e *Elaeagnus* spp. (Elaeagnaceae) são exemplos de espécies arbóreas que têm sua invasão em áreas onde são consideradas exóticas favorecida pela regulação de rios. Estas espécies têm se tornado dominantes em milhares de hectares de zonas ripárias no sudoeste dos Estados Unidos, principalmente, devido ao efeito negativo da regulação dos rios sobre a vegetação nativa (STROMBERG et al., 2007; MERRITT; POFF, 2010; MORTENSON; WEISBERG, 2010).

Nesse sentido, o regime hidrológico ao qual está submetida a PIARP encontra-se fortemente alterado pela operação das barragens na bacia do Paraná desde o período de 1972-1981, intensificando-se após o fechamento de Porto Primavera, em 1998 (ARENAS-IBARRA, 2008; SOUZA-FILHO, 2009). Desta forma, estudos com objetivo de avaliar a relação da invasão de *P. guajava* com o fluxo hidrológico são imprescindíveis e urgentes. A possibilidade de *P. guajava* poder ser favorecida pela regulação do fluxo hídrico é um indicativo de que o manejo desta espécie deverá levar em consideração o regime hidrológico.

## 2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição da vegetação e os padrões de diversidade em florestas secundárias na planície de inundação do alto rio Paraná podem ser alterados devido à dominância de *Psidium guajava*. Desta forma, a dominância desta espécie na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode implicar em um desvio na trajetória sucessional, o que poderá resultar em uma floresta com menor diversidade e com a composição de espécies divergente da floresta original.

Além disso, as evidências de que a invasão de *P. guajava* pode ter relação com o regime hidrológico apontam para a necessidade do desenvolvimento de pesquisas com este enfoque.

## AGRADECIMENTOS

Somos gratos à G. O. Landgraf, R. B. Rodrigues, R. Zampar, H. Ramos-Neto, L. F. Pesenti e I. P. Zviejkovski pelo auxílio nas coletas de dados. Agradecemos também o apoio prestado pelos funcionários da Base Avançada do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, da Universidade Estadual de Maringá – Nupélia/UEM. T. E. Chapla é especialmente grata à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão de bolsa de estudos. Nós também somos gratos ao Nupélia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – PEA/UEM e Projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – Peld – sítio 6 pelo apoio logístico e custeio do projeto.

## REFERÊNCIAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.328-338, 2000.
- ARENAS-IBARRA, J.A. **Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS)**. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2008.
- BERENS, D.G.; FARWIG, N.; SCHAAB, G.; BÖHNING-GAESE, K. Exotic guavas are foci of forest regeneration in Kenyan farmland. **Biotropica**, v.40, n.1, p.104-112, 2008.
- BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A.; SANTOS, F.A.M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a Tropical Semi-deciduous forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.44, n.3, p.269-276, 2001.
- BOVEY, R. W.; DIAZ-COLON, J. D. Occurrence of plant growth inhibitors in tropical e subtropical vegetation. **Physiologia Plantarum**, v.22, n.2, p. 253-259, 1968.
- BRASIL. Decreto S/N, de 30 de agosto de 1997. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, nos Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 189, p. 21.816-21.818, 1 out. 1997. Seção 1.
- BROWN, R.L., TANG, C. S.; NISHIMOTO, R. K. Growth-inhibition from guava roots exudates. **Hortscience**, v.18, p.316-318, 1983.
- BROWN, K.A.; SCATENA, F.N.; GUREVITCH, J. Effects of an invasive tree on community structure and diversity in a tropical forest in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v.226, p.145-152, 2006.
- CAMPOS, J. B. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology Technology**, v.42, n.1, p.91-100, 1999.
- CAMPOS, J. B.; DICKINSON, G. Regeneração de florestas na área de proteção ambiental – APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. **Cadernos de Biodiversidade**, v.5, n.1, p.50-59, 2005.
- CATFORD, J.A.; DOWNES, B.J.; GIPPEL, C.J.; VESK, P.A. Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. **Journal of Applied Ecology**, v.48, n.2, p.432-442, 2011.

- CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. Allelopathic evidence in exotic guava (*Psidium guajava* L.). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.53, n.6, p.1359-1362, 2010.
- CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. Soil seed bank during succession at an abandoned pasture in the upper Paraná river-floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.33, n.1, p.59-69, 2011.
- CHAPLA, T.E. **Invasão da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná**. Exame Geral de Qualificação: Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2013.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, p.51-71, 2003.
- CHINEA, J.D. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v.167, p.195-207, 2002.
- CLARKE, K.R.; GREEN, R.H. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. **Marine Ecology Progress Series**, v.92, p.213-226, 1988.
- CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1119-1144, 1977.
- CORRADINI, F.A.; FACHINI, M.P.; STEVAUX, J.C. Controle geomorfológico da distribuição da vegetação ripária do rio Paraná: Parte 1 – Unidades geomórficas da planície de inundação. **Revista UnG – Geociências**, v.5, n.1, p.13-21, 2006.
- D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.703-713, 2002.
- DENSLOW, J.S.; UOWOLO, A.L.; HUGHES, R.F. Limitations to seedling establishment in a mesic Hawaiian forest. **Oecologia**, v.148, p.118-128, 2006.
- ENS, J. E.; FRENCH, K. Exotic woody invader limits the recruitment of three indigenous plant species. **Biological Conservation**, v.141, p.590-595, 2008.
- GANADE, G.; MIRITI, M.N.; MAZZOCHINI, G.G.; PAZ, C.P. Pioneer effects on exotic and native tree colonizers: insights for *Araucaria* forest restoration. **Basic and Applied Ecology**, v.12, p.733-742, 2011.

- GOTELLI, N. J.; ELLINSON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.
- GREET, J.; WEBB, J.A.; COUSENS, R.D. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. **Freshwater Biology**, v.56, p.1.231-1.247, 2011.
- GREET, J.; COUSENS, R.D.; WEBB, J.A. More exotic and fewer native plant species: riverine vegetation patterns associated with altered seasonal flow patterns. **River Research and Applications**, v.29, p. 686-706, 2013.
- GUTIÉRREZ, R. M. P., MITCHELL, S.; SOLIS, R. V. *Psidium guajava*: A review of its traditional uses, phytochemistry and pharmacology. **Journal of Ethnopharmacology**, v.117, p.1-27, 2008.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v.4, n.1, p.9, 2001.
- HIERRO, J.L.; CALLAWAY, R.M. Allelopathy and exotic plant invasion. **Plant and Soil**, v.256, p.29-39, 2003.
- HOBBS, R.J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J.S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V.A.; EPSTEIN, P.R.; EWEL, J.J.; KLINK, C.A.; LUGO, A.E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D.M.; SANDERSON, E.W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v.15, p.1-7, 2006.
- HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v.31, n.2, p.229-242, 1999.
- IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências; 1)
- JAVAID, A.; SHAFIQUE, S.; SHAFIQUE, S. Herbicidal potential of aqueous leaf extract of allelopathic trees against *Phalaris minor*. **Pakistan Journal of Weed Science research**, v.12, n.4, p.339-346, 2006.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D.P. (ed.) **Proceedings of the International Large**



- River Symposium.** Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Science, n.106. Ottawa: NCR Research Press, 1989. p. 110-127
- JUNK, W.J. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. **Environmental Conservation**, v.29, n.4, p.414-435, 2002.
- KREBS, J. C. 1989. **Ecological methodology.** New York. Harper Collins Publishers.
- LEVINE, J.M.; VILÀ, 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**, v.270, n.1.517, p.775-781, 2003.
- LICHSTEIN, J. W.; GRAU, H. R.; ARAGÓN, R. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. **Journal of Vegetation Science**, v.15, p.721-728, 2004.
- LUGO, A.E. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. **Frontiers in Ecology and Environment**, v.2, n.5, p.265-273, 2004.
- LUGO, A.E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, v.41; n.5, p.589-591, 2009.
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná.** 3ed. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 2002.
- MACDOUGALL, A. S.; TURKINGTON, R. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? **Ecology**, v.86, n.1, p.42-55, 2005.
- MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology**, v.5, p.1-20, 2000.
- MASCARO, J. ; BECKLUND, K. K.; HUGHES, R. F.; SCHNITZER, S. A. Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawai'i. **Forest Ecology and Management**, v.256, p.593-606, 2008.
- MEINERS, S. J.; PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: community patterns and associations. **Ecography**, v.25, p.215-223, 2002.
- MERRITT, D.M.; POFF, N.L. Shifting dominance of riparian *Populus* and *Tamarix* along gradients of flow alteration in western North American rivers. **Ecological Applications**, v.20, n.1, p.135-152, 2010.
- MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G. B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v.89, p.528-537, 2001.

- MORTENSON, S.G.; WEISBERG, P.J. Does river regulation increase the dominance of invasive woody species in riparian landscapes? **Global Ecology and Biogeography**, v.19, p.562-574, 2010.
- MORTON, J. Guava. p. 356–363. In: MORTON, J. F. **Fruits of warm climates**. Miami: Florida Flair Books, 1987.
- MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.28, p.621-658, 1997.
- NEIFF, J.J. Las grandes unidades de vegetación y ambiente insular del río Paraná en el tramo Candelaria - Ita Itabe. **Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral**, v.17, n.11, p.7-13, 1986.
- NILSSON, C.; BERGGREN, K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. **Bioscience**, v.50, n.9, p.783-792, 2000.
- NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. **Environmental Conservation**, v.30, n.4, p.468-480, 2002.
- NORDEN, N., MESQUITA, R.C.G.; BENTOS, T.V.; CHAZDON, R.L.; WILLIAMSON, G.B. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. **Oikos**, v.120, p.143-151, 2011.
- NÚPELIA – Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura. 2013. **Nível Fluviométrico da Base Avançada de Pesquisa - Porto Rico-PR**. Disponível em: <[http://www.peld.uem.br/peld-nivel\\_fluviometrico.htm](http://www.peld.uem.br/peld-nivel_fluviometrico.htm)>. Acesso em: 22/12/2013.
- OKSANEN, J.F.; BLANCHET, G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>, 2013.
- PAROLIN, P.; LUCAS, C.; PIEDADE, M.T.; WITTMANN, F. Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains. **Annals of Botany**, v.105, p.129-139, 2010.
- PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; SERRANO, M.I.; ZIMMERMAN, J.K. Land-use history and forest regeneration in the Cayey mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v.3, p.217-228, 2000.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>, 2012.

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

ROCHA, P.C. Geomorfologia e áreas inundáveis na planície fluvial do alto rio Paraná. *Revista Geográfica Acadêmica*, v.5, n.1, p.98-117, 2011.

SAMIZAVA, T.M.; IMAI, N.N.; ROCHA, P.C. Mapeamento das áreas inundáveis do alto curso do Rio Paraná, utilizando dados altimétricos do SRTM e de imagens aéreas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XV, 2011. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Curitiba: INPE, 2011. p.4.877-4.884.

SOMARRIBA, E. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) en pastizales. II. Consumo de fruta y dispersión de semillas. **Turrialba**, v.35, n.4, p.329-332, 1985.

SOMARRIBA, E.; BEER, J. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) en pastizales. III. Producción de leña. **Turrialba**, v.35, n.4, p.333-338, 1985.

SOUZA-FILHO, E.E. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, n.2 (Suppl.), p.707-716, 2009.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com), 2005.

STROMBERG, J.C.; LITE, S.J.; MARLER, R.; Paradzick, C.; Shafroth, P.B.; Shorrock, D.; Whiteand, J.M.; WHITE, M.S. Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the *Tamarix* case. **Global Ecology and Biogeography**, v.16, p.381-393, 2007.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSEMAN, G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v.19, n.1, p.46-63, 2004.

THOMPSON, J.; LUGO, A.E.; THOMLINSON, J. Land use history, hurricane disturbance, and the fate of introduced species in a subtropical wet forest in Puerto Rico. **Plant Ecology**, v.192, p.289-301, 2007.

TOCKNER, K.; STANFORD, J.A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental Conservation**, v.29, n.3, p.308-330, 2002.

- VILÀ, M.; ESPINAR, J.L.; HEJDA, M.; HULME, P.E.; JAROŠÍK, V.; MARON, J.L.; PERGL, J.; SCHAFFNER, U.; SUN, Y.; PYŠEK, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v.14, p.702-708, 2011.
- VITOUSEK, P.M.; D'ANTONIO, C.M.; LOOPE, L.L.; REJMÁNEK, M.; WESTBROOKS, W. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, v.21, n.1, p.1-16, 1997.
- YOUNG, T.P.; CHASE, J.M.; HUDDLESTON, R.T. Community succession and assembly: comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. **Ecological Restoration**, v.19, n.1, p.5-18, 2001.
- YURKONIS, K.A.; MEINERS, S.J.; WACHHOLDER, B.E. Invasion impacts diversity through altered community dynamics. **Journal of Ecology**, v.93, p.1053-1061, 2005.
- ZAMPAR, R. **Contribuição da criação de uma unidade de conservação no sequestro de carbono atmosférico**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2009.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 4ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.
- ZENNI, R.D.; ZILLER, S. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.34, n.3, p.341-446, 2011.

## APÊNDICE I

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no banco de plântulas arbóreas da unidade fisionômica CP, dominada por espécies nativas e caracterizada pela dominância fisionômica da espécie pioneira nativa *Cecropia pachystachya* Trécul, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil.

Espécie	Família	nov-10	fev-11	mai-11	ago-11	nov-11	fev-12	mai-12	ago-12
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	360±163	240±88	360±126	280±134	920±353	360±173	440±163	360±139
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	280±120	1.680±473	80±53	200±89	360±139	280±85	600±181	920±280
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	760±210	680±292	36.240±12.765	14.680±9.015	4.800±2.338	2.160±1.510	1.320±885	640±383
<i>Eugenia</i> spp.	Myrtaceae	960±281	440±173	280±120	520±198	240±122	160±88	400±133	440±242
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	1.080±492	840±301	840±324	400±189	920±316	720±331	520±198	560±254
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	2.160±766	2.200±757	2.520±706	3.360±1.075	3.120±853	2.400±720	560±148	560±148
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Cham. & Schltld. Humb.)	Rubiaceae	5.960±1.658	5.800±1.841	6.640±2.059	6.480±2.057	4.800±1.470	4.760±1.359	4.280±1.333	4.920±1.448
<i>Mangifera indica</i> L.*	Anacardiaceae	40±40	-	-	-	-	-	-	-
Myrtaceae sp. 1	Myrtaceae	40±40	40±40	-	80±80	-	120±120	40±40	80±53
Myrtaceae sp. 2	Myrtaceae	-	-	-	-	-	-	40±40	-
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	1.040±338	1.360±670	2.360±627	4.680±721	2.960±405	2.080±584	2.480±417	3.120±650
<i>Peltophorum dubiam</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	40±40	-	-	-	-	-	-	40±40
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.	Picramniaceae	-	40±40	120±85	-	-	40±40	-	-

Continua...

...continuação

<b>Espécie</b>	<b>Família</b>	<b>nov-10</b>	<b>fev-11</b>	<b>mai-11</b>	<b>ago-11</b>	<b>nov-11</b>	<b>fev-12</b>	<b>mai-12</b>	<b>ago-12</b>
<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.	Piperaceae	-	-	-	40±40	40±40	40±40	-	-
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	680±189	1.080±224	560±171	880±196	1.040±232	960±160	880±144	920±239
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	120±85	80±80	120±61	-	240±160	240±88	160±88	280±104
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	-	80±53	200±89	40±40	120±61	40±40	40±40	80±53
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels*	Myrtaceae	-	-	40±40	40±40	-	40±40	40±40	40±40
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Apocynaceae	8.920±4.054	7.840±3.254	5.400±1.967	8.120±3.566	5.000±2.387	7.080±2.556	6.680±2.652	7.240±3.041
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	120±61	200±89	2.080±1.213	1.960±707	1.240±504	800±332	680±473	920±358
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Fabaceae	80±53	80±53	240±136	160±65	160±65	160±65	-	80±53

\* espécie exótica

## APÊNDICE II

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no banco de plântulas arbóreas da unidade fisionômica PG, dominada pela espécie exótica invasora *Psidium guajava* L., na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil.

Espécie	Família	nov-10	fev-11	mai-11	ago-11	nov-11	fev-12	mai-12	ago-12
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	50.680±15.033	54.760±16.669	9.480±3.127	10.400±3.697	166.840±27.633	76.880±17.682	39.320±13.014	27.120±7.385
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	1.000±369	1.040±268	640±333	480±229	800±267	1.400±354	1.480±466	3.760±738
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	-	-	-	-	-	40±40	40±40	40±40
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Rutaceae	40±40	-	-	-	-	-	-	-
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	40±40	-	40±40	-	40±40	-	-	-
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	120±61	40±40	40±40	40±40	40±40	-	-	40±40
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	3.960±801	5.280±1.750	4.400±1.284	4.720±946	4.360±736	4.840±1.174	3.040±643	3.360±333
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schlttdl.	Rubiaceae	160±88	3.040±1.848	4.320±1.619	3.400±1.377	3.440±1.681	2.840±1.386	3.080±1.684	3.280±1.566
Myrtaceae sp. 2	Myrtaceae	40±40	40±40	40±40	-	-	-	-	40±40
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	280±85	120±61	1.400±489	1.120±473	880±314	320±155	600±181	1.120±461
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	480±116	320±80	480±100	640±107	400±158	680±104	600±137	760±173
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	360±151	1.280±1.192	46.440±11.999	200±89	160±65	320±131	240±136	320±166
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	200±200	120±85	120±61	360±163	320±131	80±53	680±134	440±202
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Apocynaceae	520±520	760±760	720±720	400±400	760±676	1.280±1.236	1.400±1.314	1.240±1.110
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	-	-	280±134	320±100	200±89	560±160	440±126	880±177

\* espécie exótica

### 3 RESPOSTA INICIAL DA COMUNIDADE ARBÓREA NATIVA FRENTE À REMOÇÃO DA EXÓTICA INVASORA *Psidium guajava* L. NA SUCESSÃO INICIAL EM PASTAGENS ABANDONADAS NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

**RESUMO:** A dominância de árvores exóticas invasoras na sucessão inicial em terras abandonadas pode resultar no atraso ou impedimento do processo de regeneração florestal. Desta forma, é essencial a avaliação da resposta da vegetação nativa frente ao controle de espécies invasoras. O objetivo foi verificar se a remoção de *Psidium guajava* L. em uma área sob sua elevada dominância na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná – PIARP favorece o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Foi realizado um experimento que consistiu em três tratamentos: (CH) corte + herbicida; (CR) corte e; (CT) controle. Para avaliar a resposta da vegetação arbórea nativa foi considerado o estrato juvenil (Perímetro à Altura do Peito - PAP<15cm e Altura>1m) antes e depois da aplicação dos tratamentos. Além disso, foi monitorado o banco de plântulas arbóreas (Altura≤1m). Apesar do tratamento CR ter sido mais eficiente, ambos os tratamentos (CH e CR) resultaram num acréscimo na densidade e riqueza de espécies arbóreas nativas, e na diversidade do estrato juvenil. Apenas o tratamento CR resultou no aumento da diversidade do banco de plântulas. Além disso, houve uma maior reincidência de *P. guajava* no tratamento CR, principalmente por rebrota. Estes resultados sugerem que a elevada dominância de *P. guajava* pode inibir o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Nesse sentido, o corte de *P. guajava* pode estimular a regeneração de espécies arbóreas nativas. Entretanto, sem manejo contínuo, *P. guajava* pode se restabelecer e tornar-se dominante novamente.

**PALAVRAS-CHAVE:** florestas secundárias; invasão biológica; sucessão secundária; manejo de espécies exóticas invasoras; restauração ecológica; zonas ripárias.



## **Native tree response to alien invasive (*Psidium guajava* L.) clearing in early succession in abandoned pastures in the upper Paraná river-floodplain**

**ABSTRACT:** Colonization and dominance by invasive alien trees in the early succession of abandoned lands could delay or prevent forest regeneration. The control of invasive species could alleviate these effects, and it is essential to evaluate the response of native vegetation to such efforts. My aim was to determine if the removal of the highly dominant *Psidium guajava* L. from abandoned pastures in the upper Paraná river-floodplain (UPRF) would stimulate the recruitment of native trees. I performed an experiment with three treatments: cut + herbicide (CH); cut (CR) and control (CT); and evaluated the response of native vegetation. I surveyed the lower tree stratum (saplings with circumference at breast height < 15cm and height > 1m) before and after the treatments were applied. In addition, I monitored the tree seedling bank (height<1). CR treatment was more efficient, but both treatments (CH and CR) increased native species density, richness and diversity in the lower stratum. Only CR led to an increase in diversity of the seedling bank. I also observed higher recurrence of *P. guajava* in CR, mainly by regrowth. My results suggest that the high dominance of *P. guajava* inhibits recruitment of native trees. Accordingly, *P. guajava* cutting can stimulate regeneration of native tree species. However, in the absence of a follow-up control, *P. guajava* may reestablish and become dominant again.

**KEY-WORDS:** secondary forests; biological invasion; secondary succession; exotic invasive species management; riparian zones.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A presença de espécies exóticas invasoras de plantas é recorrente em florestas secundárias em terras abandonadas nos trópicos (AIDE et al., 2000; CHAZDON, 2003; LICHSTEIN et al., 2004; LUGO, 2009). Muitas vezes, estas espécies colonizam áreas abandonadas e se tornam dominantes podendo retardar ou mesmo impedir o processo de sucessão florestal (AIDE et al., 2000; LICHSTEIN et al., 2004; BROWN et al., 2006). Por meio de mecanismos como competição, alelopatia e sombreamento excessivo, essas espécies podem limitar o recrutamento de plântulas e juvenis de espécies nativas (AIDE et al., 2000; LICHSTEIN et al., 2004; BROWN et al., 2006). Desta forma, a redução no recrutamento de espécies residentes facilita o recrutamento e dominância da espécie exótica invasora, o que implica no *feedback* positivo da invasão (ENS; FRENCH, 2008; NORDEN et al., 2011). Assim, estas espécies criam, efetivamente, condições que facilitem a sua persistência e inibam a recuperação do ecossistema original (HOBBS et al., 2006).

Dentro deste contexto, a remoção de espécies exóticas invasoras é considerada o primeiro passo na restauração da riqueza e diversidade da vegetação natural (HULME, 2006). A redução de propágulos da espécie invasora e o restabelecimento de espécies nativas pode aumentar a resistência à reinvasão. Entretanto, a despeito dos avanços em métodos de controle e técnicas de estabelecimento de espécies nativas, as taxas de transição bem sucedida de um sistema invadido para uma comunidade nativa podem ser lentas (KETTENRING; ADAMS, 2011).

É desejável que o sucesso de qualquer operação de remoção de espécie exótica invasora deve ser considerado pela regeneração da vegetação nativa. Contudo, a maioria dos experimentos de controle de plantas invasoras foca na remoção e carece de uma avaliação da regeneração da vegetação nativa (KETTENRING; ADAMS, 2011). Além disso, a comparação de parcelas replicadas com e sem remoção oferece a oportunidade de examinar a eficácia do impacto da espécie exótica invasora (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006).

A aplicação de herbicida, na maior parte das vezes associado a outra técnica de controle, é o método mais utilizado para o controle de plantas invasoras no mundo. Porém a despeito de ser o mais efetivo em reduzir a cobertura, densidade e biomassa da planta invasora, este efeito, em geral, não é acompanhado de um aumento substancial nas espécies nativas (KETTENRING; ADAMS, 2011).

*Psidium guajava* L. (Myrtaceae) conhecida popularmente como goiabeira, é uma árvore perene nativa da América Central, e se distribui naturalmente desde o sul do México até o norte da América do Sul (MORTON, 1987). No Brasil, esta espécie é amplamente cultivada e foi introduzida, provavelmente, por povos pré-colombianos. *Psidium guajava* apresenta uma ampla distribuição e exerce um alto grau de dominância em cerca de 40% da área em sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná – PIARP (ZAMPAR, 2009; CHAPLA, 2013). Estudos prévios demonstram que esta espécie pode afetar a estrutura, diversidade e composição de espécies arbóreas nas florestas secundárias da PIARP, o que pode resultar em uma divergência na trajetória sucessional em áreas dominadas pela espécie (CHAPLA, 2013; primeiro trabalho desta tese – item 2).

Nesse sentido, o objetivo foi verificar se o controle de *Psidium guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP pode favorecer o recrutamento de espécies arbóreas nativas. Foi testada a hipótese de que “a elevada dominância de *P. guajava* na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP inibe o recrutamento de espécies arbóreas nativas”. A fim de esclarecer a hipótese foram consideradas as seguintes predições: (i) O controle de *P. guajava* irá promover um aumento na densidade e riqueza de espécies arbóreas nativas no estrato juvenil; (ii) O controle de *P. guajava* irá promover um aumento na diversidade de espécies arbóreas no estrato juvenil; (iii) O controle de *P. guajava* irá promover um aumento na densidade e riqueza de espécies arbóreas nativas do banco de plântulas; (iv) O controle de *P. guajava* irá promover um aumento na diversidade de espécies arbóreas do banco de plântulas.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido na ilha Santa Rosa (S22°46'24,3'' W053°18'15,6''), a qual esta inserida no arquipélago pertencente à planície de inundação do alto rio Paraná – PIARP (Bacia do Prata), na região do município de Porto Rico-PR, sul do Brasil (Figura 1). A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (IBGE, 1992). O clima, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como Cfa – clima tropical-subtropical com verão quente (média de 22° C anuais) e precipitação anual média de 1.500 mm (MAACK, 2002). Em alguns anos pode apresentar um clima

do tipo Cwa, que é seco no inverno (MAACK, 2002). A área localiza-se a uma altitude aproximada de 230 m (CAMPOS, 1999).

A ilha possui dimensões aproximadas de 3.000 metros de comprimento e 250 metros de largura máximos e têm uma morfologia bastante típica formada basicamente por uma superfície ondulada constituída por feições acanaladas inundadas ou secas (paleocanais) intercaladas com elevações alongadas de grande extensão longitudinal (centenas a milhares de metros) que se encontram em diferentes altitudes (4 a 5 metros) com relação ao nível médio do rio. Em alguns trechos a diferença topográfica entre as elevações e os paleocanais praticamente se anularam, formando uma superfície relativamente plana (CORRADINI et al., 2006).

A ilha Santa Rosa, bem como as demais ilhas da região, sofreu um crescente desflorestamento a partir de 1952, sendo ocupada inicialmente por culturas de subsistência e café, que posteriormente foram substituídas por pastagens em razão de uma cheia excepcional do rio Paraná em 1983 (CAMPOS, 1999). Na condição de pastagem, as ilhas conservaram apenas poucos fragmentos de floresta primária, estes também degradados pelo efeito do gado e do corte seletivo (CAMPOS, 1999). Como resultado da criação de uma unidade de conservação na área em 1997 – Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná – (BRASIL, 1997), o gado foi retirado das ilhas e as pastagens abandonadas.

Com o abandono das pastagens, o processo de sucessão inicial deu origem a uma formação florestal que pode ser classificada em diferentes Unidades Fisionômicas - UF, de acordo com a espécie dominante ou característica do dossel. Desta forma, a cobertura de vegetação das ilhas pode ser comparada a um mosaico de diferentes UF de vegetação secundária mais ou menos distintas, além de remanescentes florestais (florestas primárias que não sofreram corte raso, porém sofreram impactos de fragmentação, impactos do gado e corte seletivo) (CAMPOS; DICKINSON, 2005; ZAMPAR, 2009; CHAPLA, 2013).

Em 2008, foram instalados blocos de parcelas permanentes em quatro UF identificadas na sucessão inicial nas pastagens abandonadas da região, a saber: UF *Psidium Guajava* – PG, onde ocorre domínio fisionômico da espécie exótica invasora *Psidium guajava*; UF *Cecropia Pachystachya* – CP, onde ocorre dominância de espécies nativas e dominância fisionômica da espécie pioneira nativa *Cecropia pachystachya* Trécul (Urticaceae); UF *Croton uRucurana* – CR, onde ocorre domínio fisionômico da

espécie pioneira nativa *Croton urucurana* Baill. (Euphorbiaceae); e UF Mista – MI, onde não ocorre dominância fisionômica de nenhuma espécie (CHAPLA, 2013).

As parcelas permanentes referentes à UF-PG foram instaladas na ilha Santa Rosa. Esta ilha apresenta cobertura florestal composta por cerca de 30% da UF-PG e aproximadamente 20% da UF-CP, além de remanescentes florestais (cerca de 50%) (ZAMPAR, 2009).

A UF-PG apresenta dominância da espécie exótica invasora *Psidium guajava* nos estratos superior (Perímetro à Altura do Peito - PAP $\geq$ 15cm) e juvenil (PAP<15cm e Altura>1m), ocorrendo a formação de um dossel com cinco a sete metros de altura (ZAMPAR, 2009; CHAPLA, 2013).

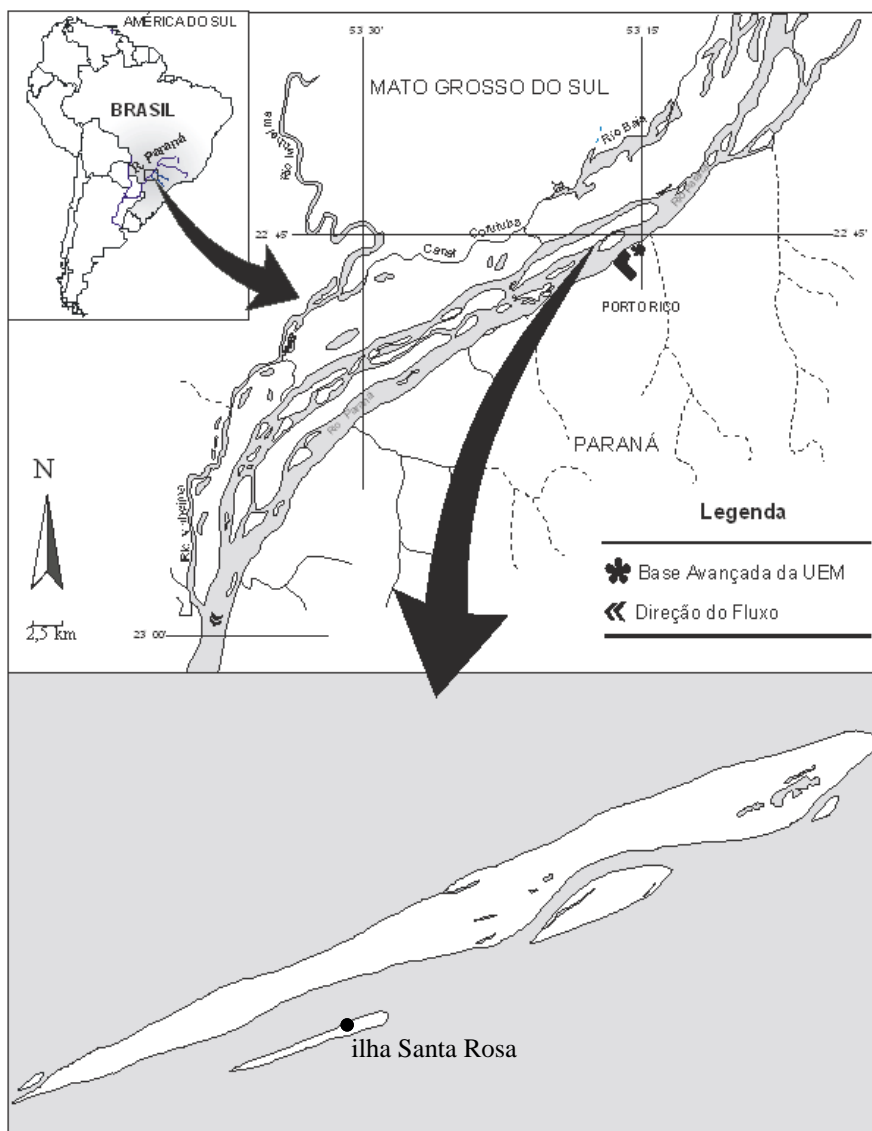


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo, com destaque para o arquipélago abrangido. Adaptado de ZAMPAR (2009).

No estrato superior se destacam as espécies pioneiras *Cecropia pachystachya* e *Croton urucurana*, além das secundárias *Machaonia brasiliensis* (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schldl. (Rubiaceae) e *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart. (Fabaceae). No estrato juvenil, destacam-se as espécies *C. pachystachya*, *M. brasiliensis* e *A. niopoides*, além disso, também foi registrada a ocorrência da espécie exótica *Citrus limon* (L.) Osbeck (Rutaceae; CHAPLA, 2013).

## Experimento

Foram demarcadas 15 parcelas de 100m<sup>2</sup> (10x10m), onde foram aplicados os tratamentos (Figura 2). Foi estabelecida uma distância mínima de 20m entre as parcelas. Os tratamentos consistiram em:

(CH) corte + herbicida: corte raso de todos os indivíduos de *P. guajava* com aplicação de herbicida em cada cepa;

(CR) corte: corte raso de todos os indivíduos de *P. guajava*;

(CT) controle: sem manejo algum.

O experimento foi instalado no período de 23 a 27 de maio de 2011. Cada tratamento foi aplicado em cinco parcelas, sendo definido por sorteio. Foram sorteadas três parcelas, entre as parcelas permanentes estabelecidas por Chapla (2013), para compor o tratamento controle (Figura 2).

A maior parte dos indivíduos de *P. guajava* foi cortada com auxílio de uma motosserra. Os indivíduos menores foram cortados com auxílio de facão, ou foram arrancados manualmente. O corte se deu próximo ao solo. A biomassa resultante não foi retirada das parcelas devido à dificuldade do transporte deste material no interior da floresta e do tempo e esforço necessário para isso.

O tratamento CH consistiu na aplicação de solução de Triclopir + Fluroxipir (Truper®) a 5% em cada cepa, com auxílio de um pincel. Foi acrescentado corante indicador de pulverização (Hi-Light®) à solução para permitir um maior controle e segurança na aplicação do herbicida.

Os tratamentos foram aplicados com uso de equipamento de proteção individual e a utilização do herbicida seguiu as recomendações da Portaria IBAMA nº 14/2010 (IBAMA, 2010). O estudo foi aprovado pelo órgão competente conforme autorização em ANEXO.

Foi realizado um levantamento fitossociológico em todas as parcelas antes (maio-11) da aplicação dos tratamentos. As espécies arbóreas foram enquadradas em dois

estratos de vegetação: (ES) Estrato superior: indivíduos com Perímetro à Altura do Peito - PAP maior ou igual a 15 cm; e (EJ) Estrato juvenil: indivíduos com menos de 15 cm de PAP e altura superior a um metro. O perímetro dos indivíduos no EJ foi mensurado ao nível do solo. Todos os indivíduos foram identificados e tiveram os valores de perímetro mensurados com fita métrica. A altura dos indivíduos foi estimada por meio de comparações com instrumentos de dimensões conhecidas.

Para mensurar a resposta da comunidade arbórea o levantamento foi repetido no estrato juvenil em novembro-2012, 18 meses depois da aplicação dos tratamentos. Os dados referentes ao estrato superior foram utilizados apenas para a caracterização das parcelas experimentais. Em razão do curto prazo do estudo julgou-se que a resposta do estrato superior aos tratamentos não seria mensurável.

Além disso, foram demarcadas subparcelas de 4m<sup>2</sup> (2mx2m), localizadas no centro de cada parcela experimental. Nestas subparcelas foi monitorado o banco de plântulas<sup>1</sup> arbóreas, constituído pelos indivíduos arbóreos de até um metro de altura. Foi realizada uma avaliação do banco de plântulas antes da aplicação dos tratamentos (Tempo 0 - T0) e mais seis avaliações após a aplicação dos tratamentos, em intervalos regulares de três meses (T1, T2, T3, T4, T5 e T6).

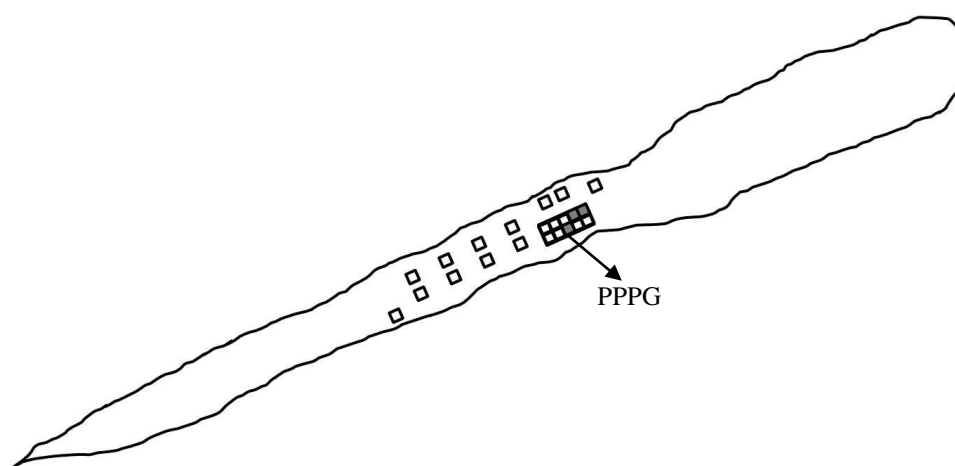


Figura 2: Croqui de localização das parcelas experimentais na ilha Santa Rosa. PPPG = Parcelas Permanentes UF Psidium guajava instaladas por Chapla (2013). As parcelas em cinza na PPPG foram as parcelas sorteadas para compor o tratamento controle.

<sup>1</sup> O termo “plântula” é utilizado pelos morfologistas vegetais, de forma consensual no Brasil, para definir o período compreendido entre a germinação e a expansão completa do primeiro par de folhas (eofilos). Neste trabalho, o termo “plântula” foi utilizado de forma arbitrária por falta de um termo em língua portuguesa que seja de consenso entre os ecólogos para denominar os indivíduos arbóreos de até um metro de altura.

## Análise dos dados

Primeiramente, para verificar se não havia diferenças entre as parcelas antes da aplicação dos tratamentos, foram realizadas análises de variância *one-way* (ANOVA) para o estrato superior, considerando o tratamento como variável independente. A densidade de indivíduos total ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ), densidade de indivíduos nativos ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ), densidade de espécies (média do número de espécies por parcela), densidade de espécies nativas (média do número de espécies nativas por parcela), diversidade (índice de Shannon - H') e área basal ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) foram consideradas como variáveis dependentes. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram verificados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente (ZAR, 1999). Quando os pressupostos não foram atingidos, os dados foram transformados para escala logarítmica ( $\log_2$ ) (GOTELLI; ELLINSON, 2011). Os testes foram processados com auxílio do pacote *STATISTICA for Windows* (STASOFT, 2005). Além disso, foram aplicadas análises de similaridades - ANOSIM, com base na distância de Bray-Curtis (CLARKE; GREEN, 1988), para verificar se a composição de espécies diferia entre as parcelas de cada tratamento. As análises foram processadas por meio do *software R* (R CORE TEAM, 2012) com auxílio do *Vegan Package* (OKSANEN, 2013). Foram realizadas 10.000 permutações.

Para verificar os efeitos dos tratamentos foram aplicadas análises de variância para medidas repetidas (ANOVA) para o estrato juvenil e para o banco de plântulas, considerando os tratamentos (CH, CR e CT) como fator entre grupos e o tempo (T0, T1, T2, T3, T4, T5 e T6) como fatores de medidas repetidas (*within subject factors*) (ZAR, 1999). Foram consideradas como variáveis dependentes a densidade de indivíduos nativos ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ), densidade de espécies nativas (média do número de espécies por parcela) e diversidade (índice de Shannon - H'). As médias foram comparadas pelo teste *least significant difference* (LSD) (ZAR, 1999). Quanto aos pressupostos, foi adotado o protocolo utilizado para as ANOVA *one-way*, e as análises foram processadas com o mesmo pacote estatístico. Além disso, para verificar se a composição de espécies do banco de plântulas diferiu entre os tratamentos foram realizadas ANOSIM para cada coleta (T0, T1, T2, T3, T4, T5 e T6), com todas as espécies. Foram realizadas, também, uma ANOSIM “Antes” (T0) e uma “Depois” (T1 a T6) da aplicação do experimento, apenas com as espécies que foram registradas em todas as coletas.

Os testes estatísticos tiveram significância de 5%.



### 3.3 RESULTADOS

#### Caracterização das parcelas experimentais - Estrato Superior

Foram registrados nove táxons no estrato superior das parcelas experimentais (Apêndice I). *Psidium guajava* apresentou a maior densidade, seguida de *Cecropia pachystachya*, *Machaonia brasiliensis* e *Albizia niopoides*. De acordo com as ANOVA, as parcelas não diferiam significativamente com relação aos parâmetros avaliados antes da aplicação dos tratamentos (Tabela 1). Além disso, a ANOSIM também indicou que as parcelas não diferiam quanto à composição de espécies (ANOSIM, N=15; R=0,116; p=0,137).

Como as análises indicaram que não existiam diferenças nos parâmetros avaliados entre as parcelas antes da aplicação dos tratamentos, considerou-se que as parcelas foram adequadas para a realização do experimento.

#### Resposta da comunidade arbórea frente aos tratamentos

##### Estrato juvenil

Houve um aumento na densidade de indivíduos arbóreos nativos no estrato juvenil durante o experimento (Tabela 2). A ANOVA indicou que a interação entre os fatores tratamento e tempo foi significativa (Tabela 3). De acordo com o Teste LSD, somente nos tratamentos CH e CR o aumento na densidade de árvores nativas foi estatisticamente significativo (LSD, MS=8100E2; p<0,05; G.L.=15).

Tabela 1: Densidade de indivíduos e densidade de indivíduos nativos (ind.ha<sup>-1</sup>±erro padrão da média), densidade de espécies e densidade de espécies nativas (média do n<sup>o</sup> de espécies por parcela ± erro padrão da média), diversidade (média de H' ± erro padrão da média) e área basal (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>±erro padrão da média) no Estrato Superior, nos diferentes tratamentos (CH=corte+herbicida; CR=corte; CT=controle), antes (mai-11) da aplicação dos tratamentos, bem como valores de F derivados das ANOVA *one-way*, aplicadas para o fator tratamento. (G.L.=graus de liberdade)

Parâmetro	CH	CR	CT	G.L.	F	p
Densidade de indivíduos	2.900±232	2.500±239	2.840±201	2	0,92	0,42
Densidade de indivíduos nativos	1.400±272	700±286	1.140±236	2	1,78	0,21
Densidade de espécies	4,2±0,37	3,4±0,5	4±0,63	2	0,65	0,54
Densidade de espécies nativas	2,8±0,37	2,4±0,5	2,8±0,66	2	0,19	0,83
Diversidade (H')	1,117±0,076	0,707±0,159	0,925±0,165	2	2,17	0,16
Área Basal	12,8±1,62	7,2±2,48	11,6±3,09	2	1,42	0,28

Tabela 2: Densidade de indivíduos nativos ( $\text{ind. ha}^{-1} \pm \text{erro padrão da média}$ ), densidade de espécies nativas (média do  $n^\circ$  de espécies por parcela  $\pm$  erro padrão da média) e diversidade (média de  $H'$   $\pm$  erro padrão da média) no Estrato Juvenil, nos diferentes tratamentos (CH=corte+herbicida; CR=corte; CT=controle), antes (mai-11) e depois (nov-12) da aplicação dos tratamentos.

Parâmetro	Avaliação	CH	CR	CT
Densidade de indivíduos nativos	Antes	1.300 $\pm$ 293	2.180 $\pm$ 501	780 $\pm$ 240
	Depois	2.160 $\pm$ 418	4.660 $\pm$ 477	1.000 $\pm$ 418
Densidade de espécies nativas	Antes	3,8 $\pm$ 0,49	6,4 $\pm$ 1,29	3 $\pm$ 1,04
	Depois	5,6 $\pm$ 0,98	9,2 $\pm$ 0,66	3,8 $\pm$ 1,20
Diversidade	Antes	0,937 $\pm$ 0,146	1,003 $\pm$ 0,171	0,614 $\pm$ 0,164
	Depois	1,509 $\pm$ 0,119	1,937 $\pm$ 0,095	0,779 $\pm$ 0,178

Porém, o tratamento CR resultou em um aumento superior ao observado no tratamento CH (LSD; MS=8100E2;  $p < 0,05$ ; G.L.=15).

As espécies que mais contribuíram para o aumento da densidade de árvores nativas no estrato juvenil no tratamento CH foram *Machaonia brasiliensis*, *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl. (Sapindaceae) e *Salicaceae* sp. 1. Já no tratamento CR, além de *M. brasiliensis*, *A. edulis* e *Salicaceae* sp. 1, outras espécies como *Psychotria carthagenensis* Jacq. (Rubiaceae), *Croton urucurana* e *Inga vera* Willd. (Fabaceae) também contribuíram para o aumento na densidade de árvores nativas no estrato juvenil (Apêndice II).

Quanto à riqueza de espécies, também houve um aumento na densidade de espécies arbóreas nativas no estrato juvenil ao longo do experimento (Tabela 2). A ANOVA indicou que tanto o fator tratamento, quanto o tempo apresentaram significância estatística (Tabela 3). De acordo com o teste LSD, o aumento na densidade de espécies no tratamento CH foi significativo (LSD, MS=4,867;  $p < 0,05$ ; G.L.=14,276). Entretanto, o tratamento CR foi o mais eficiente em recrutar espécies nativas no EJ, diferindo dos tratamentos CH e CT (LSD; MS=4,867;  $p < 0,05$ ; G.L.=14,276).

Com relação à diversidade de árvores no estrato juvenil, foi registrado um aumento na média do índice de Shannon ( $H'$ ) em todos os tratamentos (incluindo CT) (Tabela 2). A ANOVA indicou que a interação entre os fatores tratamento e tempo foi significativa (Tabela 3). De acordo com o teste LSD, ambos os tratamentos CH e CR foram eficientes em aumentar a diversidade de árvores no estrato juvenil (LSD, MS=0,11053;  $p < 0,05$ ; G.L.=21,734).

Tabela 3: Valores de F derivados da ANOVA para medidas repetidas, aplicada para a densidade de indivíduos nativos ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ), densidade de espécies nativas (média do nº de espécies por parcela) e diversidade ( $H'$ ) de espécies arbóreas no Estrato juvenil nos diferentes tratamentos. Os valores em negrito foram significativos ( $p < 0,05$ ). (G.L.=graus de liberdade)

Parâmetro	Fatores	G.L.	F	p
Densidade de indivíduos nativos	Tratamento	2	11,59	<b>0,002</b>
	Tempo	1	56,23	<b>&lt;0,001</b>
	Tempo*Tratamento	2	18,06	<b>&lt;0,001</b>
Densidade de espécies nativas	Tratamento	2	5,75	<b>0,018</b>
	Tempo	1	28,59	<b>&lt;0,001</b>
	Tempo*Tratamento	2	2,94	0,091
Diversidade	Tratamento	2	10,68	<b>0,002</b>
	Tempo	1	31,09	<b>&lt;0,001</b>
	Tempo*Tratamento	2	4,95	<b>0,027</b>

Além disso, tanto o tratamento CH como o CR apresentaram reincidência de *P. guajava* no EJ, com a maioria das plantas originadas de rebrota. A abundância de *P. guajava* após os tratamentos foi superior no tratamento CR (sem aplicação de herbicida) (Apêndice II).

### Banco de Plântulas

A variação da densidade de indivíduos nativos do banco de plântulas ao longo do tempo apresentou um padrão similar nos três tratamentos (Figura 3). De acordo com a ANOVA, somente o fator tempo apresentou significância estatística (Tabela 4).

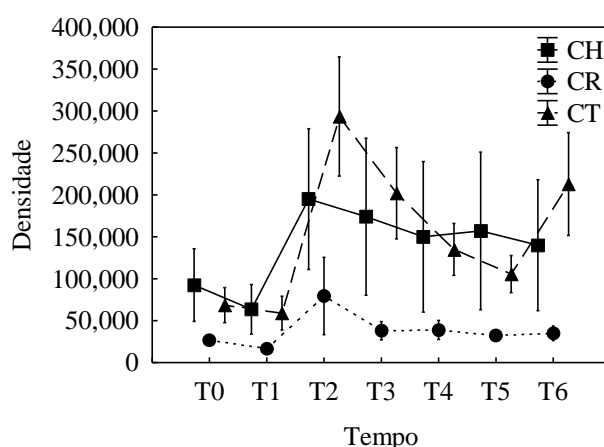


Figura 3: Densidade de indivíduos nativos ( $\text{ind.ha}^{-1} \pm$ erro padrão da média) do banco de plântulas arbóreas nos diferentes tratamentos (CH=corte+herbicida; CR=corte; CT=controle), antes da aplicação dos tratamentos (T0) e depois da aplicação dos tratamentos (T1, T2, T3, T4, T5 e T6). (Os marcadores estão deslocados para facilitar a visualização dos dados)

Tabela 4: Valores de F derivados da ANOVA para medidas repetidas, aplicada para a densidade de indivíduos nativos (ind.ha<sup>-1</sup>), densidade de espécies nativas (média do n° de espécies por parcela) e diversidade (H') do banco de plântulas arbóreas nos diferentes tratamentos. Os valores em negrito foram significativos (p<0,05). (G.L.=graus de liberdade)

Parâmetro	Fatores	G.L.	F	p
Densidade de indivíduos nativos	Tratamento	2	2,55	0,12
	Tempo	6	12,65	<b>&lt;0,001</b>
	Tempo *Tratamento	12	0,89	0,56
Densidade de espécies nativas	Tratamento	2	2,45	0,13
	Tempo	6	2,14	0,06
	Tempo *Tratamento	12	0,27	0,99
Diversidade	Tratamento	2	6,89	<b>0,01</b>
	Tempo	6	2,72	<b>0,02</b>
	Tempo *Tratamento	12	1,47	0,16

Houve uma diminuição na densidade de plântulas no T1 (ago-11), seguida de um aumento substancial no T2 (nov-11) nos três tratamentos (Figura 3).

O aumento foi resultado de um pico na densidade de *Albizia niopoides* (Apêndice III, IV e V). De acordo com o teste LSD, estas variações na densidade foram significativas (LSD, MS=2,3731; p<0,05; G.L.=18,03). Estes resultados sugerem que a variação sazonal exerceu uma maior influência sobre a densidade de plântulas arbóreas nativas do que a remoção de *P. guajava*.

Quanto à riqueza de espécies, a densidade de espécies nativas do banco de plântulas arbóreas também apresentou um padrão similar nos três tratamentos (Figura 4). A ANOVA indicou que a densidade de espécies nativas do banco de plântulas arbóreas não sofreu efeito dos tratamentos (CR e CH) e nem do tempo (Tabela 4).

No que diz respeito à diversidade do banco de plântulas arbóreas, a ANOVA apresentou significância estatística para os tratamentos e tempo (Tabela 4). A diversidade do banco de plântulas no tratamento CR apresentou um aumento no T1, seguido de uma leve redução no T2 e posterior aumento (LSD, MS=0,15015; p<0,05; G.L.=52,464), enquanto que o tratamento CH não apresentou efeito sobre a diversidade do banco de plântulas (LSD, MS=0,15015; p≥0,05; G.L.=52,464; Figura 5). O CT apresentou uma diminuição na diversidade no T2, com posterior aumento, porém a diversidade foi significativamente inferior ao tratamento CR (LSD, MS=0,15015; p<0,05; G.L.=52,464; Figura 5).

Quanto à composição de espécies do banco de plântulas de espécies arbóreas, houve uma dominância de espécies nativas na maior parte das avaliações. *Albizia niopoides* foi a espécie mais comum em todos os tratamentos (Apêndice III, IV e V).

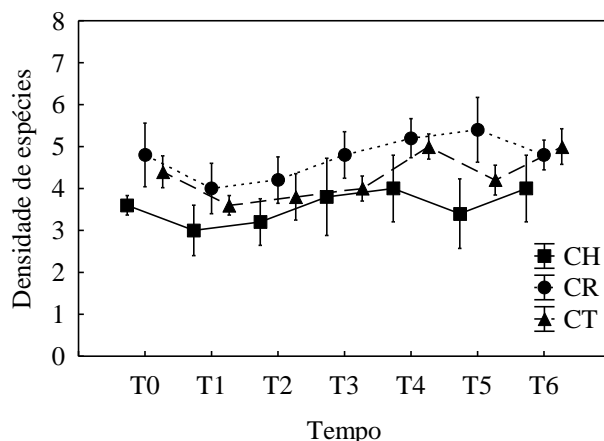


Figura 4: Densidade de espécies nativas (média do nº de espécies por parcela  $\pm$  erro padrão da média) do banco de plântulas arbóreas nos diferentes tratamentos (CH=corte+herbicida; CR=corte; CT=controle), antes da aplicação dos tratamentos (T0) e depois da aplicação dos tratamentos (T1, T2, T3, T4, T5 e T6). (Os marcadores estão deslocados para facilitar a visualização dos dados)

Quanto as ANOSIM, apenas a análise referente ao T1 (ago-11) e a análise “depois” total foram significativas, entretanto o valor de R foi baixo (Tabela 5). Estes resultados sugerem que após a aplicação dos tratamentos houve um aumento na dissimilaridade no banco de plântulas arbóreas. Entretanto, o valor de R indica uma leve dissimilaridade, e como apenas duas análises foram significativas não é seguro inferir sobre o efeito da remoção de *P. guajava* sobre a composição de espécies do banco de plântulas arbóreas.

*Psidium guajava* foi a segunda espécie com maior densidade no banco de plântulas, mas somente no T0 (antes da aplicação dos tratamentos) esta espécie dominou o banco de plântulas em todos os tratamentos. Após a aplicação dos tratamentos *P. guajava* foi registrada somente no banco de plântulas nos tratamentos CH e CR. No tratamento CR essa espécie foi registrada durante todo o experimento e as plantas que rebrotaram foram as que mais contribuíram para a densidade desta espécie. *Psidium guajava* foi registrada no tratamento CH somente no T6, inclusive como rebrota (Apêndice III e IV).

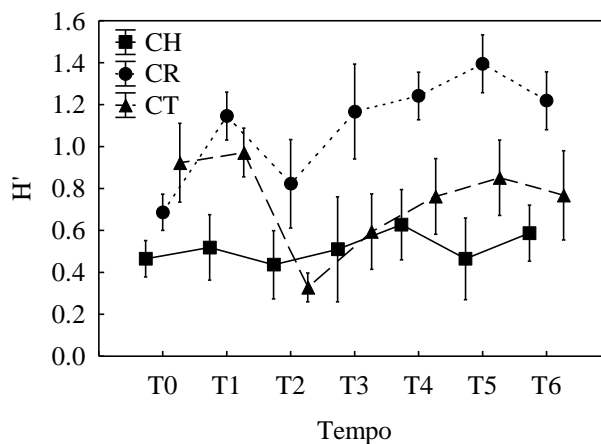


Figura 5: Diversidade média ( $H'$ ) do banco de plântulas arbóreas nos diferentes tratamentos (CH=corte+herbicida; CR=corte; CT=controle), antes da aplicação dos tratamentos (T0) e depois da aplicação dos tratamentos (T1, T2, T3, T4, T5 e T6). (Os marcadores estão deslocados para facilitar a visualização dos dados)

### 3.4 DISCUSSÃO

O efeito dos tratamentos (CR e CH) sobre o banco de plântulas foi muito pequeno, apenas o aumento na diversidade no tratamento CR apresentou significância estatística. Isto indica que o banco de plântulas respondeu mais à variação sazonal do que à remoção de *P. guajava*. Nesse sentido, os resultados deste estudo evidenciam a importância dos aspectos fenológicos da vegetação adjacente sobre o banco de plântulas arbóreas. De fato, o banco de plântulas de espécies arbóreas na área de estudo, apesar de apresentar a riqueza de espécies inferior e alterações na composição de espécies, apresenta valores mais elevados de densidade com relação a uma área dominada por espécies nativas (como descrito no primeiro trabalho - item 2). Além disso, o banco de plântulas foi dominado por espécies nativas na maior parte do período do estudo. Desta forma, existe a possibilidade da germinação e do estabelecimento de plântulas não serem limitados pela dominância de *P. guajava*.

Entretanto, pressupondo-se a existência de um banco de sementes no solo dominado por espécies pioneiras (ver CHAPLA; CAMPOS, 2011), esperava-se um aumento na densidade destas espécies no banco de plântulas, o qual não ocorreu. Uma possível explicação pode ter sido a inibição dos estímulos de germinação das espécies presentes no banco de sementes do solo como resultado da influência da biomassa resultante do corte de *P. guajava*.

Tabela 5: Valores de R derivados das análises de similaridades (ANOSIM), aplicadas para a composição de espécies do banco de plântulas arbóreas antes (T0) e depois (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) da aplicação dos tratamentos. Os valores em negrito foram significativos ( $p < 0,05$ ).

Análise	N	R	p
T0	15	-0,04	0,619
T1	15	0,19	<b>0,045</b>
T2	15	0,17	0,078
T3	15	0,10	0,152
T4	15	0,09	0,170
T5	15	0,10	0,141
T6	15	0,16	0,085
Antes Total	15	-0,03	0,586
Depois Total	90	0,20	<b>9,999e-05</b>

Da mesma forma, Blanchard; Holmes (2008), conduziram um experimento de remoção de árvores exóticas invasoras no bioma *Fynbos* (África do Sul) e, constataram que o tratamento sem a remoção da biomassa resultante apresentou menor cobertura de vegetação nativa do que as parcelas com a remoção.

Vale destacar também que a não retirada da biomassa das parcelas, representada pelas folhas e ramos caulinares, aliada ao sistema subterrâneo das plantas, pode ter contribuído para o efeito alelopático de *P. guajava* sobre as plântulas e sementes de espécies arbóreas nativas. Compostos químicos pertencentes a grupos com propriedades alelopáticas foram identificados em estudos sobre a composição química de *P. guajava* (GUTIÉRREZ et al., 2008). Além disso, o efeito alelopático das folhas, frutos e raízes desta espécie foi registrado sobre a germinação e crescimento de outras espécies (BOVEY; DIAZ-COLON, 1968; BROWN et al., 1983; CHAPLA; CAMPOS, 2010). Desta forma, a tímida resposta do banco de plântulas frente à remoção de *P. guajava* pode ter sido um reflexo do efeito alelopático da biomassa resultante do corte.

Outro motivo que pode ter levado ao pouco efeito dos tratamentos sobre o banco de plântulas foi a competição com a vegetação herbácea. Apesar de não ter sido mensurado, foi observado um grande aumento da biomassa de espécies herbáceas nas parcelas onde houve a remoção de *P. guajava*. De fato, muitos estudos têm relatado o aumento da cobertura da vegetação herbácea, muitas vezes composta por espécies exóticas, após a remoção da espécie exótica invasora alvo (OGDEN; REJMANÉK, 2005; LOH; DAEHLER, 2008; KETTENRING; ADAMS, 2011). Ogden; Rejmanék

(2005) relataram que o controle de uma espécie herbácea invasora, *Foeniculum vulgare* (Apiaceae) resultou no aumento da cobertura de gramíneas exóticas, enquanto que a regeneração de espécies nativas não ocorreu. A abertura de grandes clareiras provocadas pelo corte de *Morella faya* (Myricaceae), uma árvore exótica invasora, em florestas no Havaí, promoveu a germinação e o estabelecimento de espécies herbáceas de rápido crescimento presentes no banco de sementes do solo e na chuva de sementes, enquanto que o estabelecimento de espécies nativas foi muito pequeno (LOH; DAEHLER, 2008).

A despeito dos padrões registrados no banco de plântulas, os tratamentos (CH e CR) foram eficientes em provocar o aumento no recrutamento de espécies arbóreas nativas no estrato juvenil. Tanto o corte dos indivíduos de *P. guajava* (CR) quanto o corte seguido da aplicação de herbicida (CH) resultaram no aumento na densidade de indivíduos nativos, na riqueza de espécies nativas e na diversidade do estrato juvenil. Estes resultados indicam que o gargalo do recrutamento de espécies arbóreas nativas em áreas dominadas por *P. guajava* se apresenta nesta fase (juvenis). Além disso, a dominância de espécies nativas no banco de plântulas, aliada à dominância de *P. guajava* no estrato juvenil (ver Apêndice II, III, IV e V), sugere que os indivíduos responsáveis pelo aumento na densidade e riqueza de espécies arbóreas nativas foram recrutados do banco de plântulas e não são novos indivíduos. Desta forma, em situações de elevada dominância de *P. guajava*, mesmo com a disponibilidade de plântulas de espécies arbóreas nativas, estes indivíduos não obtêm sucesso no recrutamento para estratos superiores. Em uma situação semelhante, Lichstein et al. (2004) concluíram que a dominância da árvore exótica invasora *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) em florestas secundárias no Noroeste subtropical da Argentina limita o recrutamento de árvores nativas primariamente pela mortalidade de juvenis.

Nesse sentido, a elevada dominância de *P. guajava* está relacionada à limitação do recrutamento de espécies arbóreas nativas. A limitação do recrutamento ou colonização tem sido proposta como um mecanismo geral de invasão (YURKONIS et al., 2005). A germinação de plantas residentes é inibida ou plântulas ou juvenis destas espécies são suprimidas pela invasora (LICHSTEIN et al., 2004; ENS; FRENCH, 2008). O sucesso das espécies exóticas invasoras em detrimento das espécies nativas tem, em grande parte, atribuído à superioridade competitiva e à redução na disponibilidade de luz provocada pela densa cobertura da espécie invasora, bem como à alelopatia, que pode dificultar o estabelecimento de espécies sob o dossel da invasora (HIERRO; CALLAWAY, 2003; LEVINE et al., 2003).



Desta forma, a remoção de *P. guajava* em áreas com elevada dominância pode representar uma estratégia viável para estimular a regeneração da vegetação nativa na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP. Outros estudos têm relatado sucesso na regeneração de espécies nativas após o controle de espécies exóticas invasoras (WAKIBARA; MNAYA, 2002; MORRIS et al., 2008; CORDELL et al., 2009). Cordell et al. (2009) registraram um aumento na abundância de plântulas de espécies nativas nas parcelas onde houve a remoção de espécies exóticas em uma floresta dominada por plantas exóticas no Havaí. Morris et al. (2008) relataram que após a remoção das espécies exóticas invasoras em uma área ripária nas savanas africanas a densidade da vegetação nativa aumentou, assim como a riqueza de espécies e a equabilidade. Wakibara; Mnaya (2002) registraram um aumento acentuado na abundância de espécies arbóreas nativas nas parcelas onde houve a remoção da árvore invasora *Senna spectabilis* (Fabaceae) em florestas na Tanzânia.

Com relação ao efeito diferenciado dos tratamentos, não está claro porque o tratamento CR foi mais eficiente em recrutar espécies arbóreas nativas que o tratamento CH. Entretanto, não se pode descartar a possibilidade de efeitos deletérios do herbicida sobre a comunidade arbórea nativa. Por exemplo, Holmes e Berry (2009) também utilizaram um herbicida a base de Triclopir para o controle de *Ficus carica* (Moraceae) em florestas ripárias na Califórnia. O herbicida foi aplicado em uma faixa diretamente na casca, sem a utilização de *spray*. Após 175 dias foi constatado que o solo continha altos níveis de resíduos de Triclopir. Além disso, a mortalidade de plantas nativas transplantadas foi significativamente maior nas áreas com aplicação do herbicida. Nesse sentido, em razão dos possíveis efeitos negativos do herbicida sobre a regeneração de espécies nativas, se faz necessária a análise de resíduos no solo e a avaliação dos efeitos deletérios sobre espécies nativas e sobre o ecossistema, de agrotóxicos utilizados no controle de espécies exóticas invasoras em áreas naturais.

A reincidência de *P. guajava* nos tratamentos CR e CH indica que esta espécie poderá se restabelecer nas parcelas experimentais. A capacidade de rebrota de *P. guajava* assegura uma maior probabilidade de a espécie retomar o *status* de dominante nas parcelas onde não houve aplicação do herbicida, já que a reincidência de *P. guajava* foi maior naquelas parcelas (SOMARRIBA; BEER, 1985). Considerando o curto tempo de estudo, mesmo que a resposta inicial da comunidade arbórea nativa seja positiva, *P. guajava* pode reinvadir e, em médio prazo, tornar-se dominante novamente. Além disso, a alta taxa de produção de sementes e dispersão por aves podem garantir a constante

reinvasão de *P. guajava* em áreas que sofreram sua remoção (SOMARRIBA, 1985; BERENS, 2008, SILVA et al., 2013). Desta forma, os resultados implicam na necessidade do monitoramento pós-controle e da reaplicação dos tratamentos para uma completa remoção de *P. guajava*.

Outros autores têm exposto situações semelhantes (ex. GALATOWITSCH; RICHARDSON, 2005; LOH; DAEHLER, 2008). Galatowitsch; Richardson (2005) relataram que as condições criadas pela abertura de clareiras favoreceram a reinvasão de espécies de *Acacia* spp. (Fabaceae) em zonas ripárias que sofreram o manejo de espécies exóticas invasoras na África do Sul. Além disso, o recrutamento de espécies lenhosas nativas foi menor do que a reinvasão (GALATOWITSCH; RICHARDSON, 2005). Loh; Daehler (2008) também relataram a presença de plântulas da espécie alvo do controle, *Morella faya*, nas parcelas experimentais, sugerindo o potencial da invasora tornar-se dominante novamente na ausência do monitoramento pós-controle.

Contudo, cabe observar que os impactos negativos de *P. guajava* sobre a diversidade e composição de espécies arbóreas na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP foram registrados somente em áreas com elevada dominância desta espécie (CHAPLA, 2013). Mesmo em locais onde a densidade de *P. guajava* é alta, mas espécies nativas ainda dominam, a riqueza e diversidade do estrato juvenil podem ser superiores do que áreas com predominância de espécies nativas (CHAPLA, 2013). Além disso, estudos prévios sobre a invasão de *P. guajava* apontam que esta espécie ocorre somente em florestas secundárias jovens e que o seu valor de importância tende a declinar ao longo do tempo (AIDE et al., 2000; PASCARELLA et al., 2000; BERENS et al., 2008). Nesse sentido, em virtude do aumento do recrutamento de espécies arbóreas nativas registrados neste estudo, a presença de *P. guajava* em densidades controladas pode ser tolerada caso o objetivo seja o incremento da biodiversidade local.

Entretanto, o curto prazo do estudo torna difícil a exploração completa das alterações sucessionais da vegetação nativa. Em adição, estudos de pequena escala nem sempre se traduzem na escala da paisagem, pois a invasão de novas espécies exóticas pode ser favorecida em grandes áreas perturbadas (OGDEN; REJMANÉK, 2005). Além disso, em locais onde espécies exóticas invasoras substituíram quase totalmente as espécies nativas e as espécies exóticas invasoras desempenham importantes funções, como o fornecimento de habitat e alimento para a fauna e a estabilização de margens, a

remoção destas espécies pode provocar efeitos negativos sobre as espécies nativas remanescentes, além de resultar em alterações substanciais nos ecossistemas.

Nesse sentido, uma remoção completa de *P. guajava* na ilha Santa Rosa poderia resultar em uma grande infestação de plantas herbáceas, incluindo gramíneas, o que poderia comprometer a regeneração de espécies arbóreas nativas. Em adição, o custo para uma remoção completa de *P. guajava* das ilhas seria muito alto. Além disso, considerando que 40% da vegetação secundária das ilhas da PIARP são cobertas pela UF-PG (ZAMPAR, 2009), uma retirada brusca de *P. guajava* poderia comprometer espécies nativas não alvo e até mesmo funções ecossistêmicas (ex. ciclagem de nutrientes). Vale destacar que, Silva et al. (2013) registraram 11 espécies de aves se alimentando de frutos de *P. guajava*. Além disso, os frutos de *P. guajava* são uma importante fonte de alimentos para grupos de bugio-preto, *Alouatta caraya* (Humboldt, 1812), que vivem em pequenos fragmentos (SUGAYAMA, dados não publicados).

Desta forma, intensos esforços de pequena escala como a remoção completa de *P. guajava* em algumas parcelas esparsas pode ser suficiente para estimular a regeneração de espécies arbóreas nativas em áreas com elevada dominância desta espécie. Outra alternativa, seria a condução de experimentos com a finalidade de avaliar se a redução da densidade de *P. guajava* em áreas de elevada dominância poderia ser suficiente para acionar o gatilho da regeneração de espécies arbóreas nativas.

### 3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A remoção de *P. guajava* se mostrou uma abordagem eficaz para estimular o recrutamento de espécies arbóreas nativas em áreas dominadas por esta espécie na sucessão inicial em pastagens abandonadas na PIARP. Entretanto, recomenda-se o monitoramento pós-controle para verificar se os efeitos sobre a vegetação nativa são mantidos, ou se técnicas de manejo adicionais são necessárias.

## **AGRADECIMENTOS**

Somos gratos à G. O. Landgraf, R. B. Rodrigues, R. Zampar, H. Ramos-Neto, L. F. Pesenti e I. P. Zviejkovski, pelo auxílio na instalação do experimento e nas coletas de dados. Agradecemos também o apoio prestado pelos funcionários da Base Avançada do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, da Universidade Estadual de Maringá – Nupélia/UEM e pelos funcionários da Estação Ecológica do Caiuá, Instituto Ambiental do Paraná – IAP. T. E. Chapla é especialmente grata à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão de bolsa de estudos. Nós também somos gratos ao Nupélia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – PEA/UEM e Projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – Peld – sítio 6 pelo apoio logístico e custeio do projeto.

## REFERÊNCIAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.328-338, 2000.
- BERENS, D.G.; FARWIG, N.; SCHAAB, G.; BÖHNING-GAESE, K. Exotic guavas are foci of forest regeneration in Kenyan farmland. **Biotropica**, v.40, n.1, p.104-112, 2008.
- BLANCHARD, R.; HOLMES, P.M. Riparian vegetation recovery after invasive alien tree clearance in the Fynbos Biome. **South African Journal of Botany**, v.74, p.421-431, 2008.
- BOVEY, R. W.; DIAZ-COLON, J. D. Occurrence of plant growth inhibitors in tropical e subtropical vegetation. **Physiologia Plantarum**, v.22, n.2, p. 253-259, 1968.
- BRASIL. Decreto S/N, de 30 de agosto de 1997. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, nos Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 189, p. 21.816-21.818, 1 out. 1997. Seção 1.
- BROWN, R.L., TANG, C. S.; NISHIMOTO, R. K. Growth-inhibition from guava roots exudates. **Hortscience**, v.18, p.316-318, 1983.
- BROWN, K.A.; SCATENA, F.N.; GUREVITCH, J. Effects of an invasive tree on community structure and diversity in a tropical forest in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v.226, p.145-152, 2006.
- CAMPOS, J. B. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology Technology**, v.42, n.1, p.91-100, 1999.
- CAMPOS, J. B.; DICKINSON, G. Regeneração de florestas na área de proteção ambiental – APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. **Cadernos de Biodiversidade**, v.5, n.1, p.50-59, 2005.
- CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. Allelopathic evidence in exotic guava (*Psidium guajava* L.). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.53, n.6, p.1359-1362, 2010.
- CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. Soil seed bank during succession at an abandoned pasture in the upper Paraná river-floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.33, n.1, p.59-69, 2011.

- CHAPLA, T.E. **Invasão da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná.** Exame Geral de Qualificação: Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2013.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, p.51-71, 2003.
- CLARKE, K.R.; GREEN, R.H. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. **Marine Ecology Progress Series**, v.92, p.213-226, 1988.
- CORDELL, S.; OSTERTAG, R.; ROWE, B.; SWEINHART, L.; VASQUEZ-RADONIC, L.; MICHAUD, J.; COLE, T.C.; SCHULTEN, J.R. Evaluating barriers to native seedling establishment in an invaded Hawaiian lowland wet forest. **Biological Conservation**, v.142, p.2.997-3.004, 2009.
- CORRADINI, F.A.; FACHINI, M.P.; STEVAUX, J.C. Controle geomorfológico da distribuição da vegetação ripária do rio Paraná: Parte 1 – Unidades geomórficas da planície de inundação. **Revista UnG – Geociências**, v.5, n.1, p.13-21, 2006.
- D'ANTONIO, C.M.; CHAMBERS, J.C. Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (ed.) **Foundations of Restoration Ecology**. Washington DC: Island Press, 2006. p. 60-279.
- ENS, J, E.; FRENCH, K. Exotic woody invader limits the recruitment of three indigenous plant species. **Biological Conservation**, v.141, p.590-595, 2008.
- GALATOWITSCH, S.; RICHARDSON, D.M. Riparian scrub recovery after clearing of invasive alien trees in headwater streams of the Western Cape, South Africa. **Biological Conservation**, v.122, p.509-521, 2005.
- GOTELLI, N. J.; ELLINSON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.
- GUTIÉRREZ, R. M. P., MITCHELL, S.; SOLIS, R. V. *Psidium guajava*: A review of its traditional uses, phytochemistry and pharmacology. **Journal of Ethnopharmacology**, v.117, p.1-27, 2008.
- HIERRO, J.L.; CALLAWAY, R.M. Allelopathy and exotic plant invasion. **Plant and Soil**, v.256, p.29-39, 2003.
- HOBBS, R.J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J.S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V.A.; EPSTEIN, P.R.; EWEL, J.J.; KLINK, C.A.; LUGO, A.E.; NORTON,

D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D.M.; SANDERSON, E.W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v.15, p.1-7, 2006.

HOLMES, K.A.; BERRY, A.M. Evaluation of off-target effects due to basal bark treatment for control of invasive fig trees (*Ficus carica*). **Invasive Plant Science and Management**, v.2, p.345–351, 2009.

HULME, P.E. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. **Journal of Applied Ecology**, v.48, p.835-847, 2006.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria nº 14, de 26 de maio de 2010. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 100, p. 53-54, 27 mai. 2010. Seção 1.

IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências; 1)

KETTENRING, K.M.; ADAMS, C.R. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. **Journal of Applied Ecology**, v.48, p.970-979, 2011.

LEVINE, J.M.; VILÀ, 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**, v.270, n.1.517, p.775-781, 2003.

LICHSTEIN, J. W.; GRAU, H. R.; ARAGÓN, R. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. **Journal of Vegetation Science**, v.15, p.721-728, 2004.

LOH, R.K.; DAEHLER, C.C. Influence of woody invader control methods and seed availability on native and invasive species establishment in a Hawaiian forest. **Biological Invasions**, v.10, p.805-819, 2008.

LUGO, A.E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, v.41; n.5, p.589-591, 2009.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 3ed. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 2002.

MORRIS, T.L.; WITKOWSKI, E.T.F.; COETZEE, J.A. Initial response of riparian plant community structure to clearing of invasive alien plants in Kruger National Park, South Africa. **South African Journal of Botany**, v.74, p.485-494, 2008.

- MORTON, J. Guava. p. 356–363. In: MORTON, J. F. **Fruits of warm climates**. Miami: Florida Flair Books, 1987.
- NORDEN, N., MESQUITA, R.C.G.; BENTOS, T.V.; CHAZDON, R.L.; WILLIAMSON, G.B. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. **Oikos**, v.120, p.143-151, 2011.
- OGDEN, J.A.E.; REJMANÉK, M. Recovery of native plant communities after control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: Implications for management. **Biological Conservation**, v.125, p.427-439, 2005.
- OKSANEN, J.F.; BLANCHET, G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>, 2013.
- PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; SERRANO, M.I.; ZIMMERMAN, J.K. Land-use history and forest regeneration in the Cayey mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v.3, p.217-228, 2000.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>, 2012.
- SILVA, J.C.B.; CÂNDIDO-JUNIOR, J.F.; VOGEL, H.F.; CAMPOS, J.B. Dispersão por aves de *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) em ambiente ripário na bacia do rio Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v.34, n.2, p.195-204, 2013.
- SOMARRIBA, E. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) en pastizales. II. Consumo de fruta y dispersión de semillas. **Turrialba**, v.35, n.4, p.329-332, 1985.
- SOMARRIBA, E.; BEER, J. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) en pastizales. III. Producción de leña. **Turrialba**, v.35, n.4, p.333-338, 1985.
- STATSOFT, Inc. **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com), 2005.
- YURKONIS, K.A.; MEINERS, S.J.; WACHHOLDER, B.E. Invasion impacts diversity through altered community dynamics. **Journal of Ecology**, v.93, p.1053-1061, 2005.
- WAKIBARA, J.V.; MNAYA, B.J. Possible control of *Senna spectabilis* (Caesalpiniaceae), an invasive tree in Mahale Mountains National Park, Tanzania. **Oryx**, v.36, n.4, p.357-363, 2002.
- ZAMPAR, R. **Contribuição da criação de uma unidade de conservação no sequestro de carbono atmosférico**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-



Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Ambientais). Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2009.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 4ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

### APÊNDICE I

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no estrato superior nas parcelas experimentais, em maio/2011 e novembro/2012, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil. (CH= corte+herbicida, CR= corte, CT= controle).

Espécie	Família	mai-11			nov-12		
		CH	CR	CT	CH	CR	CT
<i>Albizia niopoides</i> ( Spruce ex Benth. ) Burkart	Fabaceae	80±37	160±160	40±24	80±37	160±160	40±24
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	620±159	400±114	740±216	660±172	340±68	780±222
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Rutaceae	60±40	-	20±20	40±24	-	20±20
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	60±60	40±24	120±58	40±40	60±40	120±58
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	-	-	-	-	20±20	-
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	-	-	20±20	-	-	20±20
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schltldl.	Rubiaceae	640±201	100±32	200±130	640±194	120±20	220±128
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	1.440±163	1.800±71	1.680±180	-	-	1.620±174
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	-	-	20±20	-	-	20±20

\* Espécie exótica

## APÊNDICE II

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no estrato juvenil nas parcelas experimentais, em maio/2011 e novembro/2012, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil. (CH= corte +herbicida, CR= corte, CT= controle).

Espécie	Família	mai-11			nov-12		
		CH	CR	CT	CH	CR	CT
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	160±93	160±160	20±20	200±105	100±100	40±24
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	140±140	100±63	80±58	780±291	580±174	140±68
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	Annonaceae	20±20	-	-	-	-	-
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	120±73	140±68	200±130	40±40	120±49	100±45
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae	-	-	-	20±20	-	-
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Rutaceae	20±20	60±40	60±40	-	120±49	60±40
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	80±80	100±77	-	-	280±171	-
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	-	120±58	-	-	140±51	-
<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	Erythroxylaceae	-	40±40	20±20	-	40±24	20±20
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	40±24	60±24	40±40	60±24	280±86	40±40
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	620±365	420±86	260±129	660±93	1.080±362	160±93
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	-	80±49	20±20	20±20	120±58	-
<i>Peltophorum dubiam</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	-	20±20	-	-	20±20	-
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.	Picramniaceae	-	-	-	20±20	-	-
<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.	Piperaceae	-	20±20	-	-	40±40	-
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	3.000±1.289	5.160±926	4.060±555	100±77	80±58	3.060±371
<i>Psidium guajava</i> L.* (rebrotada)	Myrtaceae	-	-	-	220±174	700±126	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	20±20	860±547	140±117	40±24	1.440±600	460±361
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	80±58	40±24	-	200±138	340±117	40±24
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Apocynaceae	-	-	-	40±40	-	-
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae	-	20±20	-	-	40±24	-
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	20±20	-	-	80±37	40±40	-

\* Espécie exótica

## APÊNDICE III

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no banco de plântulas arbóreas nas parcelas do tratamento CH (corte+herbicida), entre maio/2011 a novembro/2012, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil.

Espécie	Família	mai-11	ago-11	nov-11	fev-12	mai-12	ago-12	nov-12
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	85.000±45.566	52.000±28.011	182.500±89.159	165.000±99.803	140.500±94.265	144.000±100.195	129.500±82.490
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	1.500±1.500	2.000±935	4.000±2.915	2.500±1.118	3.500±1.696	6.000±3.123	5.500±2.424
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	-	-	1.500±1.000	-	-	-	-
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Rutaceae	-	-	-	-	-	-	500±500
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	1.000±1.000	-	500±500	500±500	-	-	-
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	-	-	-	-	500±500	500±500	500±500
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	1.500±612	1.000±612	500±500	-	500±500	500±500	500±500
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	2.000±2.000	4.500±3.905	4.500±3.905	2.000±1.225	1.000±612	1.000±1.000	1.000±1.000
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	-	1.000±1.000	-	500±500	-	-	500±500
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	110.500±46.867	-	-	-	500±500	-	1.500±1.000
<i>Psidium guajava</i> L. (rebrotado)*	Myrtaceae	-	-	-	-	-	-	500±500
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	1.000±612	1.500±1.000	500±500	1.000±612	1.500±612	1.500±612	500±500
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	-	1.500±1.000	500±500	1.500±612	1.500±612	3.500±1.696	1.000±1.000
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	500±500	-	500±500	1.000±612	1.000±1.000	-	1.000±1.000

\* Espécie exótica

## APÊNDICE IV

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no banco de plântulas arbóreas nas parcelas do tratamento CR (corte), entre maio/2011 a novembro/2012, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil.

Espécie	Família	mai-11	ago-11	nov-11	fev-12	mai-12	ago-12	nov-12
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	10.500±4.569	5.000±2.739	72.500±47.900	24.000±12.057	24.500±10.648	15.000±4.873	20.000±7.906
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	-	1.500±1.000	500±500	1.000±612	2.500±1.581	2.500±1.581	2.000±1.458
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	1.000±1.000	500±500	500±500	1.500±1.000	-	1.500±1.000	-
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	3.500±1.696	4.000±1.696	2.500±1.118	2.000±935	4.000±1.275	3.000±935	1.500±1.000
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schldl.	Rubiaceae	1.500±1.000	1.000±1.000	1.500±1.000	2.500±1118	1.000±612	1.000±612	3.500±2.179
Myrtaceae sp. 2	Myrtaceae	-	-	-	-	-	-	500±500
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	1.000±612	-	1.500±1.000	1.000±612	2.000±935	2.500±1.936	1.000±612
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	115.000±38.698	500±500	2.000±935	-	500±500	500±500	500±500
<i>Psidium guajava</i> L. (rebrotada) *	Myrtaceae	-	6.500±2.915	5.500±2.291	4.500±2.000	6.500±3.674	5.000±2.372	2.500±1.369
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	5.500±4.359	2.000±1.458	-	2.500±1.118	2.000±935	1.500±1.000	1.500±612
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	-	500±500	-	-	500±500	1.500±1.000	1.000±612
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	4.000±1.275	2.000±935	500±500	3.500±2.318	2.500±1.936	4.000±2.915	4.000±4.000

\* Espécie exótica

## APÊNDICE V

Densidade média (ind.ha<sup>-1</sup> ± erro padrão da média) das espécies registradas no banco de plântulas arbóreas nas parcelas do tratamento CT (controle), entre maio/2011 a novembro/2012, na sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Porto Rico, Paraná, Brasil.

Espécie	Família	mai-11	ago-11	nov-11	fev-12	mai-12	ago-12	nov-12
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	36.500±18.618	31.500±20.350	274.000±75.632	178.000±59.867	109.000±36.985	75.500±25.975	179.500±63.661
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	-	500±500	500±500	3.500±2.179	5.000±1.581	7.000±2.000	6.000±1.696
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Rutaceae	-	-	-	-	2.500±2.500	3.000±3.000	4.000±4.000
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	2.000±2.000	-	-	-	-	-	-
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	5.500±4.359	6.500±4.717	4.500±2.784	4.000±2.031	4.000±2.031	8.000±4.835	7.500±4.743
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. ex Humb.) Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	8.000±2.784	6.000±1.871	6.000±1.696	5.000±1.581	3.000±935	1.500±1.000	5.000±1.768
Myrtaceae sp. 1	Myrtaceae	-	-	-	500±500	500±500	500±500	500±500
<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	Lauraceae	8.500±6.305	6.000±4.373	4.000±3.410	4.500±3.905	4.500±4.500	4.000±4.000	4.500±3.905
<i>Psidium guajava</i> L.*	Myrtaceae	254.500±182.680	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	1.000±1.000	2.000±2.000	1.000±612	1.000±1.000	500±500	1.000±1.000	1.000±1.000
Salicaceae sp. 1	Salicaceae	-	-	500±500	-	1.000±612	-	1.500±1.000
<i>Triplaris americana</i> L.	Polygonaceae	7.000±6.393	6.500±6.500	3.000±3.000	5.500±4.899	7.500±6.892	8.000±7.391	7.500±6.892

\* Espécie exótica

## ANEXO I



Ministério do Meio Ambiente - MMA  
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio  
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

### Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 24628-1	Data da Emissão: 24/09/2010 11:34
-----------------	-----------------------------------

#### Dados do titular

Nome: Tatiani Elisa Chapla	CPF: 045.016.299-08
Título do Projeto: Controle da exótica invasora goiabeira ( <i>Psidium guajava</i> L.) em uma unidade de conservação federal	
Nome da Instituição: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ	CNPJ: 79.151.312/0001-56

#### Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Instalação do Experimento	11/2010	11/2010
2	Período das avaliações trimestrais	02/2011	11/2012

De acordo com o art. 33 da IN 154/2009, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto.

#### Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passa da, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização não exige o titular e a sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade.
3	Esta autorização não poderá ser utilizada para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
5	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospeção e desenvolvimento tecnológico.
6	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.
7	As atividades contempladas nesta autorização NÃO abrangem espécies brasileiras constante de listas oficiais (de abrangência nacional, estadual ou municipal) de espécies ameaçadas de extinção, sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração.

#### Outras ressalvas

1	Utilizar somente a dosagem mínima recomendada pela Portaria IBAMA n° 14, de 26 de maio de 2010; Que as parcelas onde serão utilizadas o agrotóxico estejam a uma distância mínima de 30 metros da margem do rio Paraná. Apresentar receituário para utilização do agrotóxico, por profissional legalmente habilitado; Utilizar EPI durante a aplicação; Relatar todo tipo de acidente ocorrido durante a aplicação ou transporte do agrotóxico; Garantir a procedência, com notas fiscais e destino das embalagens.
---	--

#### Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	João Batista Campos	Orientador	331.084.989-91	6380217-4 SESP-PR-PR	Brasileira

#### Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1	PORTO RICO	PR	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DAS ILHAS E VARZEAS DO RIO PARANÁ	UC Federal

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet ([www.icmbio.gov.br/sisbio](http://www.icmbio.gov.br/sisbio)).

Código de autenticação: 88548374



Página 1/2





#### 4 RESULTADOS FINAIS

Os resultados apresentados sugerem o impacto da espécie exótica invasora *Psidium guajava* L. sobre o processo sucessional nas pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná - PIARP. Apesar da alta densidade do banco de plântulas de espécies arbóreas nativas em condições de elevada dominância de *P. guajava*, os indivíduos nativos parecem não obter sucesso nos estratos superiores. Desta forma, a dominância de *P. guajava* pode implicar em um desvio na trajetória sucessional e pode resultar em florestas secundárias com baixa diversidade e pouco representativas da biodiversidade regional.

A remoção de *P. guajava* se mostrou uma estratégia eficaz em estimular o recrutamento de indivíduos arbóreos nativos. Entretanto, questões relacionadas ao custo operacional, reinvasão, efeitos adversos sobre a comunidade nativa e a tradução da abordagem experimental para escalas de paisagem devem ser observadas no planejamento de ações de manejo de *P. guajava* na PIARP. Nesse sentido, sugere-se aliar intensos esforços de pequena escala, como a redução da dominância de *P. guajava*, com esforços na escala da paisagem, como a regulação do fluxo hídrico de forma a favorecer o estabelecimento de espécies nativas.

Além disso, recomenda-se que os projetos que utilizem agrotóxicos para o controle de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação ou áreas naturais avaliem os possíveis efeitos adversos sobre as espécies não alvo e sobre o ecossistema bem como a análise dos resíduos no solo.

Sugere-se ainda a realização de mais estudos sobre a influência do regime hidrológico sobre os processos sucessionais e de invasão biológica da vegetação ripária na PIARP, com a finalidade de fornecer subsídios ao manejo das unidades de conservação que compreendem a área.