



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

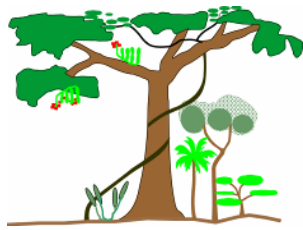
---

JÉZILI DIAS

***MEGATHYRSUS MAXIMUS (CAPIM-COLONIÃO) NO  
CONTEXTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA***

---

Londrina  
2014



LABRE



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



JÉZILI DIAS

***MEGATHYRSUS MAXIMUS* (CAPIM-COLONIÃO) NO  
CONTEXTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Tese apresentada ao curso de Doutorado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan

Londrina  
2014

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da  
Universidade Estadual de Londrina**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**

D541m Dias, Jézili.

*Megathyrsus maximus* (capim-colonião) no contexto da restauração ecológica /  
Jézili Dias. – Londrina, 2014.  
viii, 86 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de  
Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências  
Biológicas, 2014.

Inclui bibliografia.

1. Capim-guiné – Teses. 2. Recuperação ecológica – Teses. 3. Florestas – Reprodução  
– Teses. 4. Solos – Fertilidade – Teses. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II.  
Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-  
Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 634.0:633.2



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA



PARANÁ  
GOVERNO DO ESTADO

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEFESA DE TESE DE DOUTORADO

Discente: Jézili Dias

Título: "Megatyrsus maximus (capim colonião) no contexto da restauração ecológica".

Data da Defesa: 23 de outubro de 2014 – 09:00 hs, na sala CCB S/10 do Centro de Ciências Biológicas, desta Universidade.

Banca Examinadora

PRESIDENTE:

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Parecer

UEL

APROVADA

TITULARES

Drª. Vânia Regina Pivello

USP

APROVADA

Dr. Edmilson Bianchini

UEL

APROVADA

Dr. Halley Caixeta de Oliveira

UEL

APROVADA

Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo

COTEC

aprovada

Parecer Final APROVADA

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Drª. Vânia Regina Pivello

Dr. Edmilson Bianchini

Dr. Halley Caixeta de Oliveira

Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo

## AGRADECIMENTOS

A Deus.

A minha mãe Bernadete Chojnacki e ao meu pai de criação, Dionisio Busko, que sempre me motivaram e me apoiaram incondicionalmente para que eu buscasse os meus sonhos.

Ao meu irmão, Thomaz J. Dias.

Ao meu pai, Osvaldo E. Dias, minha madrasta Cleuvane Karling, aos meus irmãos, Fabrício E. Dias e Tairine Badelhuk.

Ao Prof. José Marcelo D. Torezan, pela orientação e direcionamento na vida acadêmica, desde a carta de aceite e por toda a orientação até o momento. Sou grata e o admiro muito por esta, e todas as outras oportunidades nestes anos de Laboratório.

A Banca pela disponibilidade e contribuições.

A Lya Carolina S.M. Pereira, Maurício C. Mantoani e Rafael Zampar pelas correções prévias.

Aos meus amigos e colegas de Laboratório, Alba Cavalheiro, Carolina Cainelli, Jéssica Magon Garcia, Alexandre Bordignon, Roberta Cury, Renata Picolo, Thalita Surian, Géssi Gonzaga, Jéssica Bruna de Azevedo, Ana Luiza, José Victor Circhia e ao Odair e aos funcionários do Labre por toda a ajuda em campo, no experimento e sempre que foi preciso.

A minha família em Londrina nestes últimos anos, Jéssica L. Marinho e Beatriz Caetano Benuto (Bia) e às suas amigas que se tornaram minhas também, Renata Andreozi, Val Cerqueira e Jéssica Prieto.

A Andrea Larissa Boesing (Lari) e a Bia novamente, pela paciência e apoio nas mudanças de humores durante todo o processo do doutorado. Obrigada, desde os puxões de orelha aos aplausos.

As amigas sagitarianas de Isabel Schlichting e Natália Rodrigues.

A três pessoas (*in memoriam*) que partiram nos dois últimos anos:

Ao meu “dido” Aristides Dias (Vô Tito), que a vida toda me abençoou para que eu tivesse um bom “patrão” e em sua última benção, aos 92 anos, me desejou sucesso em meus estudos.

A minha irmã Emily, que em dois meses mudou em muito a minha vida.

E especialmente ao meu “dzjadzjo” Silvestre Chojnacki que e era única pessoa da minha família que realmente sabia do que se trata esta tese. Fica a saudade do som da gaita de boca, do violino e da chuva de balas. Ainda, a lembrança de que, aos quase 88 anos, após eu falar o que fazia em Londrina, ele acenou positivamente com a cabeça e me contou que “antigamente não tinha esses capins aqui, era difícil e muito caro, aí os mais velhos pagavam às crianças para juntar as sementinhas que ficavam nas carroças, pra poder plantar, eu juntei muitas e hoje tem pra todo canto, é praga”.

Meus sinceros agradecimentos.

**Dedico...**

**Ao meu “Dzjadzjo” (avô) Silvestre Chojnacki (In memorian)**

**Ao meu padrasto Dionisio Busko e a minha mãe Bernadete Chojnacki,**

**Ao meu irmão Thomaz J. Dias.**

**“Po burzy zawsze słońce przychodzi”**  
**(Depois da tempestade sempre vem o sol – Ditado Polonês)**

DIAS, J. *Megathyrsus maximus* (capim-colonião) no contexto da Restauração Ecológica. 2014. 86 f. Tese (doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas – Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR, 2014.

## RESUMO

A gramínea exótica invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (capim-colonião) pode causar problemas para a regeneração natural nos primeiros anos de restauração florestal e em muitos casos, pode persistir nestas áreas por vários anos. Entender como a presença desta gramínea está relacionada com o desenvolvimento dos reflorestamentos é importante para o manejo destas áreas. Os objetivos deste trabalho foram avaliar: (i) os sítios de restauração florestal, relacionando a biomassa e a abundância de *M. maximus* com a idade do reflorestamento, densidade de árvores, cobertura de dossel e a fertilidade do solo; (ii) os efeitos de espécies invasoras (*M. maximus* e outras espécies ruderais), sobre a regeneração de espécies arbóreas nativas em áreas de restauração florestal; (iii) o crescimento de *M. maximus* e duas espécies nativas (*Heliocarpus popayanensis* Kunth. e *Poecilanthe parviflora* Benth.), em diferentes níveis de sombreamento (30%, 50%, 80% e 90%), condições de solo (controle, calagem e calagem + fosfato) e situações hídricas (capacidade de campo e estresse hídrico) em experimentação em casa de vegetação. Como resultados: (i) a biomassa e a densidade da gramínea nos reflorestamentos não apresentaram correlação com as variáveis analisadas, com exceção da biomassa da gramínea com a concentração de magnésio no solo; (ii) as espécies ruderais em geral não apresentaram efeitos negativos sobre a regeneração das espécies arbóreas nativas. Entretanto, há maior riqueza e abundância destas na ausência de *M. maximus*, que esteve relacionado negativamente com a regeneração das espécies pioneiras; (iii) o crescimento da gramínea foi maior nos vasos em menor sombreamento e solos onde houve a calagem + fosfato, nestas mesmas condições houve mortalidade de 40% em *H. popayanensis*. Já *P. parviflora* não teve mortes e manteve o crescimento independente dos tratamentos e do crescimento da gramínea. *Megathyrsus maximus* permaneceu em áreas de restauração florestal mesmo sob maior sombreamento e esteve relacionado com a fertilidade do solo, ao mesmo tempo em que interferiu negativamente sobre a regeneração florestal. No entanto, o crescimento de espécies nativas em presença de *M. maximus* pode ser diferente em resposta às variações ambientais, a exemplo de *H. popayanensis* e *P. parviflora*. Diante destes resultados, deve-se evitar a fertilização do solo nas ações de restauração florestal, pois pode favorecer o crescimento e a permanência de *M. maximus*. Ainda, visto seu efeito negativo sobre as regenerantes nativas e a um possível risco de incêndios nestas áreas, são indicados o controle da gramínea e o enriquecimento com plantas nativas que possam manter o crescimento nas condições apresentadas, como *P. parviflora*.

**Palavras-chave:** Cobertura de dossel. Fertilidade do solo. Gramíneas C4. *Panicum maximum*. reflorestamento com espécies nativas.

DIAS, J. *Megathyrsus maximus* (guinea-grass) in the Ecological Restoration Context. 2014. 86 p. Tese (doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas – Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR, 2014.

### ABSTRACT

*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, an invasive alien grass in Brazil, can cause harm natural regeneration in young restoration sites and in many cases, persist for several years. Understand the relationship between alien grass presence and reforestation development is important for restoration site management. This research aimed to evaluate: (i) How *M. maximus* dry biomass/density correlates with planting age, planted trees density, canopy cover and soil fertility in restoration sites; (ii) The effects of exotic invasive species (*M. maximus* and others ruderal species), on natural regeneration trees in restoration sites; (iii) The growth interactions among *M. maximus* and two native species (*Heliocarpus popayanensis* L. and *Poecilanthe parviflora* Benth.), in four shade levels (30%, 50%, 80% and 90%), three soil conditions (control, liming and liming + phosphate) and two hidric conditions (field capacity and water stress) in a greenhouse experiment. We found that (i) grass dry biomass or density did not depend on analyzed variables (exception for biomass to soil magnesium concentration); (ii) Ruderal species do not affected native tree regeneration. However, there was higher native species richness and density in *M. maximus* absence. The grass showed stronger negative effects on pioneer species; (iii) The grass grew more in less shade and high fertility soils, (liming + phosphate). In the same conditions, there was higher *H. popayanensis* mortality (40%). *Poecilanthe parviflora* did not show mortality and mainted growth indepedent of treatments and grass development. *Megathyrsus maximus* remained in restoration sites even under intense shading and was related with soil fertility, at the same time, grass interfered negatively on forest regeneration. However native species growth response to grass presence can depend on environmental variations, as observed in *H. popayanensis* and *P. parviflora*. According the results, managers should avoid soil fertilization on forest restoration actions, because it can promote permanence and increase *M. Maximus* growth. Given negative effects on native regeneration and increased fire risk in these sites, grass control and native species enrichment were indicated.

**Key-words:** Canopy cover. Soil fertility. C4 grasses. Native species reforestation. *Panicum maximum*.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b>	VI
<b>ABSTRACT</b>	VII
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b>	10
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	17
<b>CAPÍTULO 1: Persistência de <i>Megathyrsus maximus</i> (capim-colonião) em sítios de restauração de Floresta Estacional Semidecidual</b>	19
<b>Resumo</b>	19
<b>1 Introdução</b>	20
<b>2 Material e Métodos</b>	22
<b>2.1 Área de Estudo</b>	22
<b>2.2 Coleta dos dados</b>	23
<b>2.3 Análise dos Dados</b>	23
<b>3 Resultados e Discussão</b>	25
<b>Considerações Finais e Conclusões</b>	30
<b>Agradecimentos</b>	31
<b>Referências Bibliográficas</b>	32
<b>Apêndice</b>	35
<b>CAPÍTULO 2: <i>Megathyrsus maximus</i> (capim-colonião) em sítios de restauração de Floresta Atlântica: Limitações para a regeneração natural</b>	38
<b>Resumo</b>	39
<b>1 Introdução</b>	27
<b>2 Material e Métodos</b>	42
<b>2.1 Área de Estudo</b>	42
<b>2.2 Coleta de Dados</b>	43
<b>2.3 Análise dos Dados</b>	44
<b>3 Resultados e Discussão</b>	45
<b>Conclusões</b>	50
<b>Implicações Práticas</b>	51
<b>Agradecimentos</b>	51

<b>Referências Bibliográficas</b> .....	52
<b>Apêndice</b> .....	55
<b>Normas: Restoration Ecology</b> .....	59
<b>CAPÍTULO 3: Crescimento de <i>Megathyrsus maximus</i> (capim-colonião) e duas espécies nativas arbóreas em diferentes condições ambientais</b> .....	62
<b>Resumo</b> .....	62
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	63
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	65
<b>Delineamento Experimental</b> .....	65
<b>Análise dos Dados</b> .....	67
<b>Resultados e Discussão</b> .....	67
<b>Conclusões</b> .....	76
<b>Agradecimentos</b> .....	76
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	77
<b>Apêndice</b> .....	81
<b>Normas: Revista Floresta</b> .....	83
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	86

## INTRODUÇÃO GERAL

A restauração florestal aplicada em especial às Áreas de Preservação Permanente (APPs), como matas ciliares, é um instrumento essencial para a recuperação de áreas que foram degradadas, principalmente na Mata Atlântica (Kageyama et al. 2003). A restauração neste contexto é a promoção de ações em uma determinada área, para que ela se torne um ambiente o mais próximo possível do que este era originalmente (Engel & Parrota 2003). A fim de se promover estas ações, algumas técnicas são utilizadas, que vão desde a condução da regeneração natural, criação de ilhas de alta diversidade ao plantio de espécies arbóreas nativas (Kageyama et al. 2003).

Mas, independente da técnica utilizada, são necessárias metas para a restauração ecológica, que podem ser alcançadas a curto, médio e longo prazo. Em curto prazo, estão determinados serviços ambientais do ecossistema, como controle de erosão, melhoria da fertilidade do solo, estabilização do ciclo hidrológico, aumento da produtividade primária e fixação de carbono, bem como aumento da biodiversidade, trazendo benefícios na qualidade de vida para o homem. Em médio e longo prazo, o que é esperado é o aumento da complexidade do habitat e o aumento da biodiversidade. Neste contexto a sustentabilidade do ecossistema só poderá ser alcançada em longo prazo (Engel & Parrota 2003).

O plantio de mudas de espécies arbóreas é considerada uma forma eficaz de restauração florestal para grandes áreas em paisagens fragmentadas (Engel & Parrota 2003; Rey Benayas et al. 2009), pois pode acelerar a criação de condições propícias ao estabelecimento de organismos nativos. Em contraponto, esta é uma atividade mais custosa do que o simples abandono de áreas degradadas, à sucessão natural. Apesar disso esta é a principal técnica adotada para a restauração florestal no Brasil (Martins et al. 2012).

No entanto, o plantio de reflorestamentos em paisagens fragmentadas pode resultar em formações de florestas “vazias”, porque há a restauração apenas do componente arbóreo,

ficando o subosque desocupado, favorecendo a entrada de espécies invasoras (Martins et al. 2012), em especial gramíneas (Figura 1), que podem dificultar ou impedir a regeneração natural, a exemplo de *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (Mantoani et al. 2012; Questad et al. 2012).



**Figura 1** - Reflorestamento no entorno do Reservatório de Capivara, na cidade de Rancho Alegre, ao norte do estado do Paraná, Brasil. O plantio tem idade aproximada de 8 anos e o subosque dominado por *M. maximus*.

O sombreamento obtido pelo crescimento das mudas plantadas pode não ser o suficiente para o controle das espécies invasoras (Questad et al. 2012), possivelmente alterando as trajetórias esperadas para as áreas de restauração florestal. Caso isto ocorra, estes reflorestamentos com espécies nativas na presença permanente de espécies exóticas poderiam, no longo prazo, ser considerados um ecossistema novo ou neo-ecossistema (“*novel ecosystem*”). Estes neo-ecossistemas ou ecossistemas emergentes são resultantes de combinações de espécies que nunca ocorreram antes em um dado bioma, frequentemente incluindo espécies exóticas (Hobbs et al. 2006).

Por meio do monitoramento das áreas de restauração florestal, pode-se avaliar o desenvolvimento, identificar perturbações e definir medidas de manejo. Uma das formas de

monitorar se as áreas de restauração estão seguindo o curso esperado da sucessão é verificar se está ocorrendo o processo da regeneração natural das espécies nativas (Magnago et al. 2012). Entretanto, certos fatores podem resultar no insucesso da restauração (Martins et al. 2012), como 1) a baixa disponibilidade de propágulos; 2) as falhas no recrutamento de plântulas; 3) estresse hídrico e fogo e 4) falhas nas interações bióticas, como competição, predação e mutualismo (Engel & Parrota 2003).

Neste contexto, as espécies invasoras representadas aqui pelas espécies ruderais, que são espécies não-nativas que proliferam apenas em áreas perturbadas ou degradadas (Costa & Durigan 2010), e gramíneas africanas como *M. maximus*, quando interferem no processo de regeneração natural, podem atuar de diversas formas. Para Connel & Slatyer (1977) uma invasora poderia: (1) facilitar, (2) inibir ou (3) não ter efeitos sobre a colonização de espécies no ecossistema. Para Simberloff & Von Hole (1999) uma invasora já estabelecida pode facilitar o estabelecimento de outras espécies exóticas, multiplicando os efeitos sobre o ecossistema (“*invasion meltdown*”). Atualmente, o controle de espécies exóticas invasoras (EEI), está entre os mais significantes desafios para o manejo de terras e as práticas de restauração (D’Antonio & Chambers 2006).

No entanto, nem toda espécie considerada invasora afetará da mesma forma o sucesso das ações de restauração, a exemplo de muitas das espécies ruderais presentes no subosque nos anos iniciais do plantio. Além disso, nem toda espécie exótica é invasora, e o seu caráter invasor vai depender da sua capacidade de automanutenção e dos seus efeitos sobre as espécies nativas (Randall et al. 2008; Goodenouhg 2010; Dias et al. 2013).

Entretanto, espécies reconhecidamente exóticas e invasoras podem alterar os processos ecológicos e a estrutura da comunidade onde estão inseridas (Lockwood et al. 2007). Estudos sobre a presença de EEI em áreas de restauração florestal são escassos, somando pouco mais de 1,5% do total de publicações sobre o tema até 2008 (Oliveira & Engel 2001).

Entre as espécies exóticas invasoras que podem estar presentes na restauração florestal com maior potencial de dano, estão as gramíneas africanas. Uma destas espécies, *Megathyrsus maximus* (anteriormente denominada *Panicum maximum* Jacq., o capim-colonião ou capim-guiné), foi introduzida casualmente no Brasil trazida em navios negreiros, servindo de cama para os cativos (Chase 1944). O descarte deste material nos portos e posterior expansão destas para áreas próximas (Fonseca & Martuscello 2010), já denotava o seu potencial invasor.

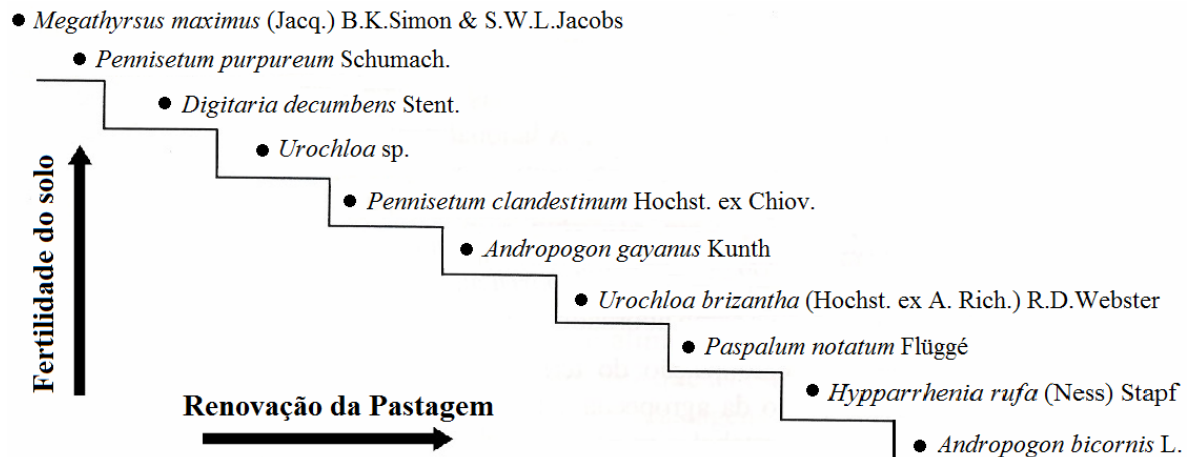
Posteriormente ao serem descobertas as possibilidades de uso desta espécie como alimento para a criação de gado, expedições de Europeus para a África foram criadas para coletar diferentes genótipos desta espécie a fim de selecionar características que fossem desejáveis para o plantio em pastagens. Desta forma, nos anos de 1970, o capim-colonião foi introduzido oficialmente no Brasil com fins forrageiros (Fonseca & Martuscello 2010).

O estabelecimento de pastagens no Brasil foi lento e na ausência de conhecimento sobre as exigências nutricionais e na falta de manejo adequado para estas gramíneas, com o declínio da produtividade, foi iniciado o “ciclo dos capins” ou “escada da ilusão”. Nesta, a cada nova pastagem se buscava um “novo capim”, com menor exigência quanto à fertilidade do solo, com capacidade de rebrota após pastejo e queimadas e que pudesse ser produtivo o ano todo, entre outras características (Fonseca & Martuscello 2010).

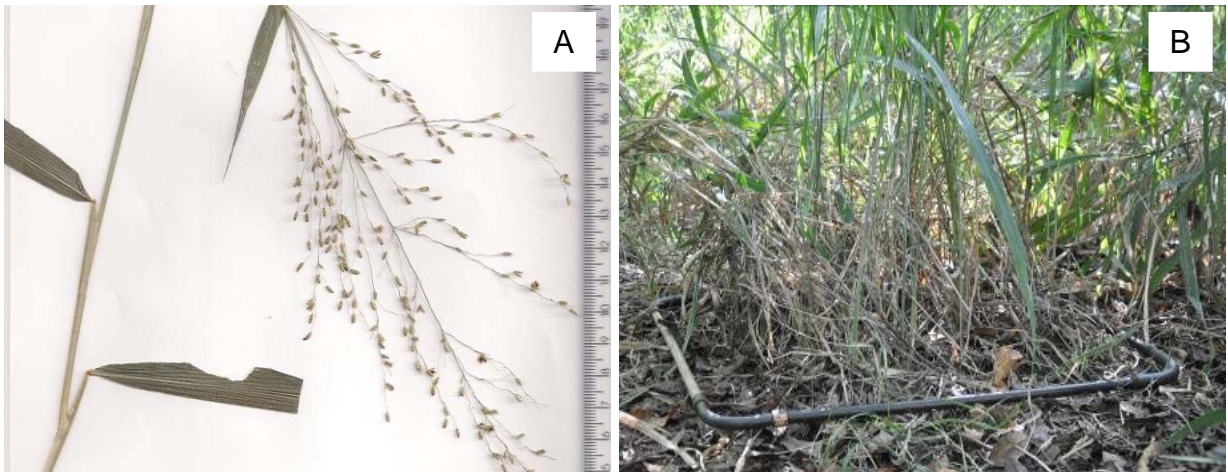
O capim-colonião faz parte desta “escada da ilusão” (Figura 2), ocupando o topo como primeira forrageira a ser incluída no sistema, ao lado de *Pennisetum purpureum* Schumach. (capim-elefante), que são gramíneas mais exigentes quanto à fertilidade do solo. Na base desta escada, estão gramíneas que são menos exigentes quanto à fertilidade, como *Hypparrhenia rufa* (Ness) Stapf e *Andropogon bicornis* L.

O capim-colonião (Figura 3) está entre as gramíneas africanas que podem alterar o curso da restauração florestal. Esta gramínea forma moitas resistentes, tem reprodução

vegetativa e apresenta rebrota após o fogo, forma banco de sementes, se reproduz e se dispersa durante a maior parte do ano (Kissmann 1997), podendo permanecer nas áreas de restauração por tempos consideráveis (Mantoani et al. 2012).



**Figura 2** - “Escada da ilusão”. Adaptado de Fonseca & Martuscello (2010). O ciclo do capim é iniciado com o plantio de forrageiras que tem maior crescimento em solos férteis e sem que ocorra o manejo da área, a pastagem é renovada com outras gramíneas que tem menor exigência nutricional.



**Figura 3** - *Megathyrsus maximus*; A – Inflorescência; B – Indivíduo adulto em área de restauração florestal, norte do estado do Paraná, Brasil.

Para o uso em pastagens, *M. maximus* é conhecido mundialmente por sua alta produtividade, qualidade da produção e adaptação a diferentes condições edafoclimáticas. Ainda, é a mais produtiva forrageira tropical propagada por sementes, tem abundante produção de folhas longas, porte elevado e alta aceitabilidade de pastejo (Jank et al. 2010).

No entanto, fora de áreas de pastagens, *M. maximus* apresenta caráter invasor e pode causar impactos sobre a regeneração de espécies nativas (Ammond & Litton 2012; Mantoani et al. 2012) e está relacionado com a alta intensidade e ocorrência de incêndios florestais (D'Antonio & Vitousek 1992; Ellsworth 2012).

A necessidade de manejo desta espécie em áreas de restauração florestal por vezes é evidente (Ammond & Litton 2012; Mantoani et al. 2012). Podem-se listar dois processos básicos de manejo: a primeira é o “*top-down*”, que envolve a remoção ou eliminação direta do invasor, por meio do uso de capina manual, herbicidas ou controle biológico. A segunda forma de manejo é a “*bottom-up*”, obtida por meio da intervenção em fatores que afetam o status da espécie indesejada, como a manipulação dos regimes de perturbação, alterações ou manipulações das condições de solo e estímulo ao recrutamento de plantas nativas para reduzir a probabilidade de dominância competitiva das espécies indesejadas (D'Antonio & Chambers 2006). Compreender como as espécies invasoras estão relacionadas com o ecossistema invadido e quais fatores podem limitar o desenvolvimento destas em áreas de restauração florestal é extremamente importante.

Entre os possíveis limitantes para o crescimento das espécies vegetais invasoras estão a disponibilidade de luz, de água e a fertilidade do solo. No que se refere ao solo, as características químicas mais importantes neste contexto envolvem a disponibilidade de macronutrientes (Gonçalves et al. 2003).

Entender de que forma a cobertura do dossel e a disponibilidade de água e nutrientes, interferem no desenvolvimento das plantas nativas e exóticas pode auxiliar no manejo de áreas em restauração florestal. Isto porque, atualmente, o controle da competição por plantas ruderais e/ou exóticas invasoras é uma das maiores fontes de custo e causa freqüente de insucessos nas atividades de restauração (D'Antonio & Chambers 2006).

Estas questões tornam-se ainda mais importantes se considerarmos que atualmente,

tem sido desenvolvidos novos “cultivares” de forrageiras, que são também EEI, com a seleção de genótipos tolerantes à luminosidade reduzida (Jank et al. 2010). No Brasil, desde 1980, há programas de melhoramento genético dos gêneros *Urochloa* e *Megathyrsus* na Embrapa de Gado de Corte, de *P. purpureum* na Embrapa de Gado de Leite e Instituto Pernambucano de Agropecuária e dos gêneros *Paspalum* e *Andropogon* na Embrapa Pecuária Sudeste (Valle et al. 2010).

Desta forma, investigar as interações entre o ambiente físico, a regeneração natural e a presença, a densidade e a biomassa destas gramíneas, especialmente de *M. maximus* é importante para compreender os mecanismos de competição com a flora nativa e os potenciais efeitos sobre a continuidade da sucessão natural. Ao mesmo tempo, pode fornecer alternativas para a prevenção e/ou controle desta, nas áreas em processo de restauração florestal e em ambientes naturais.

O presente trabalho apresenta três questões: (i) A idade dos reflorestamentos, a cobertura do dossel, a densidade de árvores e a fertilidade do solo podem afetar a abundância de *M. maximus* nestas áreas de restauração até os 10 anos do plantio? (ii) A presença de espécies invasoras, como *M. maximus* e outras ruderais, pode interferir na regeneração natural das espécies nativas e há diferenças quanto aos efeitos destas, sobre espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras? (iii) Há diferenças no desenvolvimento de espécies arbóreas nativas em presença de *M. maximus* em diferentes níveis de sombreamento, disponibilidade hídrica e fertilidade de solo?

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ammond SA, Litton CM (2012). Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. *Restoration Ecology* 20 (5): 638-646.
- Chase A (1944). Grasses of Brazil and Venezuela. *Agriculture in the Americas* 4 (7): 123-126.
- Connell JH, Slatyer (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 3: 1119-1144.
- Costa JNMN, Durigan G (2010). *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal? *Revista Árvore* 34 (5): 825-833.
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 23: 63-87.
- D'Antonio CM, Chambers JC (2006). Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. p.260-279. In: Foundations of restoration ecology. RJ Hobbs, DA Falk, MA Palmer, JB Zedler. Society for ecological restoration international. Islandpress. 364 p.
- Dias J, Mantoani MC, Baptista R, Fonte MAMA, Holdefer D, Torezan JMD (2013). Invasive alien plants in Brazil: a nonrestrictive revision of academic works. *Natureza & Conservação* 11: 31-35.
- Ellsworth LM (2012). Improved wildfire management in *Megathyrsus maximus* dominated ecosystems in Hawaii. PhD Thesis University of Hawaii at Manoa, Hawaii. 135p.
- Engel VL, Parrotta JA (2003). Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In PY Kageyama, RE Oliveira, LFD Moraes, VL Engel, FB Gandara. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu. 340p.
- Fonseca DM, Martuscello JA (2010). *Plantas forrageiras*. Editora UFV, Viçosa. 537p.
- Gonçalves JLM, Nogueira LRJ, Ducatti F (2003). Recuperação de solos degradados. Páginas: 111 – 163. PY Kageyama, RE Oliveira, LFD Moraes, VL Engel, FB Gandara, editores. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu. 340p.
- Goodenough AE (2010). Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the “native good, alien bad” philosophy. *Community Ecology* 11 (1): 13-21.
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valadares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological word order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7.

- Jank L, Martuscello JA, Euclides VPB, Valle CB, Resende RMS (2010). *Panicum maximum*. p.166-196. In. DM Fonseca, JA Martuscello. Plantas forrageiras. Editora UFV, Viçosa. 537p.
- Kageyama PY, Gandara FB, Oliveira RE (2003). Biodiversidade e restauração da floresta tropical p.27-48. In. PY Kageyama, RE Oliveira, LFD Moraes, VL Engel, FB Gandara. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Fundação de estudos e pesquisas agrícolas e florestais, FEPAF, Botucatu. 340p.
- Kissmann KG (1997). Plantas infestantes e nocivas. São Paulo: 825 p.
- Lockwood L, Hoopes MF, Marchetti MP (2007). Invasion ecology. Blackweel publishing. Austrália. 304p.
- Magnago LFS, Martins SV, Venzke TS, Ivanauskas NM (2012). Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In Restauração ecológica de ecossistemas degradados, Martins S.V. 1ªed. 293p.
- Mantoani MC, Andrade GR, Cavalheiro AL, Torezan JMD (2012). Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. Semina: Ciências Biológicas e da Saúde 33 (1): 97-110.
- Martins SB, Neto AM, Ribeiro TM (2012). Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de Restauração Ecológica. In Restauração ecológica de ecossistemas degradados, Martins S.V. 1ªed. 293p.
- Oliveira RE, Engel VL (2001). A restauração ecológica em destaque: um retrato dos último vinte e oito anos de publicações na área. Oecologia Australis 15 (2): 303-315.
- Questad EJ, Thaxton JM, Cordell S (2012). Patterns and consequences of re-invasion into a Hawaiian dry forest restoration. Biological Invasions 14 (12): 2573-2586.
- Randall JM, Morse LE, Benton N, Hiebert R, Lu E, Killeffer T (2008). The invasive species assessment protocol: a tool for creating a regional a national list of nonnative plants that negatively impact biodiversity. Invasive Plant Science and Management 1: 36-49.
- Rey Benayas JM, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325: 1121-1124.
- Simberloff DK, Von Hole B (1999). Synergistic interactions of nonindigenous species: Invasional Meltdown? Biological Invasions 1: 21-32.
- Valle CB, Macedo MCM, Euclides VPB, Jank L, Resende RMS (2010). Gênero *Brachiaria*. p.30 - 77. In. Fonseca, D.M. e Martuscello, J.A. 2010. Plantas forrageiras. Editora UFV, Viçosa, MG. 537p.

## **CAPÍTULO 1: Persistência de *Megathyrsus maximus* (capim-colonião) em sítios de restauração de Floresta Estacional Semidecidual**

Artigo a ser submetido à Restoration Ecology

### **Resumo**

A gramínea exótica invasora *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (capim-colonião) pode causar problemas para a regeneração natural nos primeiros anos de restauração florestal e em muitos casos, pode persistir nestas áreas por vários anos. Entender como a presença desta gramínea está relacionada com o desenvolvimento dos reflorestamentos é importante para o manejo destas áreas. O objetivo deste trabalho foi avaliar sítios de restauração florestal, relacionando a biomassa e a abundância de *M. maximus* com a idade do reflorestamento, densidade de árvores do plantio, cobertura de dossel e a fertilidade do solo. Para este estudo foram selecionados 16 reflorestamentos com espécies nativas, com idade do plantio variando de 40 a 110 meses, todos estes no reservatório de Capivara, sul do Brasil. A biomassa de *M. maximus* variou de 0 a 182 g.m<sup>-2</sup> e a densidade de 0 a 2 touceiras por m<sup>2</sup>. Ambas as variáveis não apresentaram correlação com quase nenhuma das variáveis analisadas (idade dos reflorestamentos, cobertura de dossel, densidade de árvores), com exceção da fertilidade, especialmente a concentração de magnésio no solo. Mais pesquisas são necessárias para verificar se existe relação causal entre um aumento da concentração de Mg no solo e a maior abundância da gramínea, possivelmente por meio de um aumento da concentração de clorofila nas folhas desta, o que poderia explicar a tolerância à sombra e a permanência de *M. maximus* nestas áreas.

**Palavras-chave:** *Panicum maximum*, abertura de dossel, fertilidade do solo.

## 1 Introdução

O reflorestamento com espécies nativas tem sido considerado como a ação de restauração mais apropriada para grandes áreas, paisagens fragmentadas e ambientes bastante degradados, porque pode acelerar a recriação de condições necessárias para o estabelecimento das espécies nativas (Engel & Parrotta 2003; Rey Benayas et al. 2009). O desenvolvimento das árvores plantadas deve levar a um aumento da cobertura do dossel, o que pode deslocar as espécies não nativas intolerantes à sombra e melhorar as condições do solo e do microclima para as espécies nativas (Martins et al. 2012), dando continuidade à regeneração natural.

No entanto, algumas espécies exóticas podem persistir nas áreas de restauração florestal e competir com as espécies nativas (Questad et al. 2012). Dentre estas espécies, está o capim-colonião (*Megathyrsus maximum* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs.). Esta é uma gramínea C4 que pode permanecer no subosque de áreas de restauração florestal por muitos anos após o plantio, podendo causar impactos negativos sobre a regeneração natural (Ammond & Litton 2012; Mantoani et al. 2012).

O capim-colonião foi introduzido em maior escala no Brasil no século passado para uso em pastagens, posteriormente se expandindo para todo o país e ocupando áreas degradadas (Silva 1968), sendo recentemente listada como uma espécie exótica invasora no Brasil (Dias et al. 2013). Como características que favorecem o seu potencial invasor, *M. maximum* apresenta uma intensa produção de sementes durante o ano todo, que podem permanecer por longo tempo no banco de sementes do solo, além de poder rebrotar após a incidência de fogo (Kissmann 1997).

Atualmente, dentre as questões prioritárias na ecologia da restauração, está a busca por alternativas no controle das espécies problemáticas nos sítios de restauração florestal (Magnago et al. 2012), como *M. maximum*. Esta gramínea pode afetar a restauração, diminuindo ou impedindo a regeneração natural (Mantoani et al. 2012) e promovendo o

aumento da frequência e da intensidade dos incêndios (Ellsworth 2012).

De fato, em muitos reflorestamentos o subosque permanece dominado por gramíneas invasoras, mesmo depois de vários anos do plantio e sob maior cobertura de dossel (Souza & Batista 2004; Mantoani et al. 2012; Questad et al. 2012), destacando a necessidade de investigar outros fatores e interações que poderiam explicar a densidade e a biomassa destas gramíneas, dando apoio a ações de gestão para estas áreas.

Sendo assim, tendo em conta que certo grau de tolerância à sombra já é reportado para *M. maximus*, busca-se responder a seguinte questão: a presença, a densidade e a biomassa de *M. maximus* em sítios de restauração florestal, estão relacionadas com a idade do reflorestamento, a densidade de árvores do plantio, a cobertura de dossel ou a fertilidade do solo?

As respostas a estas perguntas serão úteis tanto para compreender aspectos da ecologia da restauração, quanto para projetar ou adaptar práticas de restauração, tal como espaçamento, adubação e controle de plantas invasoras.

## 2 Material e Métodos

### 2.1 Área de Estudo

As áreas de estudo estão localizadas no entorno do reservatório de Capivara, no rio Paranapanema, no norte do Paraná. Foram selecionados 16 reflorestamentos com espécies nativas para fins de restauração florestal, com idade variando de 40 a 110 meses (Tabela 1).

**Tabela 1** - Localização georreferenciada e área dos reflorestamentos no entorno do Reservatório de Capivara no rio Paranapanema, no estado do Paraná, sul do Brasil.

Idade (meses)	Área (ha)	Coordenada (Sul)	Coordenada (Oeste)
40	22,0	22°51.77"	050°59.90"
54	10,6	22°49.52"	051°11.67"
57	4,0	22°47.76"	051°02.67"
62	17,9	23°04.06"	050°58.49"
64	12,3	23°04.26"	050°52.32"
71	17,9	22°58.31"	050°56.35"
74	19,0	22°59.22"	050°56.07"
75	11,8	22°59.13"	050°56.33"
83	13,4	22°59.78"	050°56.62"
86	30,0	22°46.63"	051°08.69"
89	33,4	22°58.47"	050°57.00"
93	6,5	22°47.45"	051°06.25"
98	6,4	22°45.27"	051°13.22"
100	10,5	23°00.58"	050°57.40"
104	58,5	22°45.27"	051°13.22"
110	4,7	22°49.12"	051°18.16"

A vegetação original destas áreas, segundo Torezan (2002), era de Floresta Estacional Semidecidual. No entanto, entre os anos de 1940 e 1970, a cobertura florestal foi convertida para plantações de café e pastagem para gado e, posteriormente, todas estas áreas foram utilizadas para o cultivo de soja.

Nos reflorestamentos que foram iniciados em 2001, utilizaram-se em média 45 espécies nativas, em espaçamento de 2m x 3m. A implantação foi promovida sem correção de pH do solo e sem adubação.

As espécies ruderais foram controladas por capina mecanizada nas entrelinhas e manual no entorno das mudas por até 24 meses. Nos sítios selecionados não há histórico de

perturbações, como o corte das árvores plantadas ou incêndios.

## 2.2 Coleta dos dados

Em cada reflorestamento foram alocadas 10 parcelas (10m x 10m) onde todas as árvores utilizadas no plantio foram contadas. Nestas, também foi estimada a cobertura de dossel, por meio de fotografias hemisféricas obtidas com uma lente de 8mm, posicionada ao centro de cada parcela, voltada ao norte e com altura a um metro do solo. Todas as fotos foram analisadas com o software Gap Light Analyzer v. 2.0 (Frazer et al. 1999).

Para verificar a densidade e a biomassa de *M. maximus*, foram alocadas 4 subparcelas (1m x 1m) nos cantos de cada parcela maior. Nestas subparcelas, todas as moitas de capim-colônia foram contadas, cortadas e o material resultante foi seco em estufa a 85°C até peso constante.

Para as análises químicas de solo foram feitas perfurações de 0 a 20 cm de profundidade nas 4 subparcelas (1m x 1m), resultando em uma amostra composta de solo por parcela. O material coletado foi enviado ao laboratório do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) em Londrina, para determinação dos teores de Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg), Soma e Saturação de bases (S e V), pH e a Acidez potencial (H+Al), conforme métodos descritos por Pavan et al. (1992).

## 2.3 Análise dos Dados

Quando o sítio (talhão do reflorestamento) foi definido como unidade amostral, em quatro dos 16 reflorestamentos, não foi possível registrar a densidade e a biomassa de *M. maximus* nas subparcelas devido à baixa densidade da gramínea, restando 79 de 160 parcelas. Estes quatro sendo estes reflorestamentos foram incluídos somente nas análises das parcelas com e sem *M. maximus* e excluídos das análises subsequentes.

As parcelas com e sem *M. maximus* (n=79), foram comparadas por Análise de Variância (ANOVA), quanto à idade do plantio, densidade de árvores e a fertilidade do solo.

Foram realizadas regressões lineares múltiplas (n=12) entre a idade do plantio, a densidade de árvores, a cobertura de dossel, fertilidade de solo e a densidade e a biomassa de *M. maximus*. Estas foram seguidas de regressões lineares simples e exponenciais entre cada variável e a densidade e biomassa da gramínea. Apenas os padrões encontrados tomando os reflorestamentos como unidade amostral são apresentados no texto, enquanto as regressões lineares tomando as parcelas em que foram amostradas a densidade e a biomassa da gramínea (n=79) estão disponíveis no Apêndice.

Os dados foram transformados em  $\log(x+1)$ , exceto a densidade da gramínea e, quando resultantes de porcentagens, foram transformados em arcosseno da raiz quadrada da proporção, para atender as premissas de normalidade e homocedasticidade. Para todos os conjuntos de dados a normalidade foi verificada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov e a homocedasticidade por meio do teste de Levene. Em todas as análises foi considerado  $\alpha=0,05$ .

### 3 Resultados e Discussão

As médias da densidade e da biomassa de moitas de capim-colonião variaram de 0 a 2/m<sup>2</sup> e de 0 a 183 g.m<sup>-2</sup> por reflorestamento (Tabela 2). Ao realizar regressões múltiplas, a densidade e a biomassa de *M. maximus* não estiveram relacionadas com a idade do reflorestamento, a densidade de árvores, a cobertura de dossel ou com a fertilidade do solo (regressão múltipla, n=12; p=0,45; p=0,62, respectivamente).

**Tabela 2** - *Megathyrsus maximus* em reflorestamentos com diferentes idades em áreas de restauração de Floresta Atlântica no sul do Brasil. Onde.: Dossel: cobertura de dossel; Dens. Árv.: densidade de árvores por m<sup>2</sup>; Bio: biomassa; pH: Potencial hidrogeniônico; P: Fósforo; C: Carbono; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; K: Potássio; H+Al: Saturação por alumínio; S: Soma de bases; V: Saturação de bases. \*Reflorestamentos em que não foram amostradas a densidade e biomassa do capim-colonião nas subparcelas.

Idade	Reflorestamentos		<i>M. maximus</i>		Parâmetros químicos do Solo							
	Dens. Árv.	Dossel (%)	Biomassa g.m <sup>-2</sup>	Moitas m <sup>2</sup>	pH	P (mg.dm <sup>-3</sup> )	Ca (g.dm <sup>-3</sup> )	Mg (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	K (cmolc.dm <sup>-3</sup> )	S (%)	V (%)	H+Al
40*	0,13	61	0,0	0,00	5,5	12,8	4,6	2,0	0,5	7,2	67	3,5
54	0,15	70	100,3	0,80	5,4	15,3	4,8	2,2	0,4	7,5	66	3,8
57*	0,17	68	0,0	0,00	5,5	10,4	5,9	1,9	0,5	8,3	70	3,5
62	0,12	62	1,1	0,10	5,2	10,3	5,1	2,0	0,3	7,5	66	3,9
64	0,11	57	3,9	0,02	5,0	8,0	2,2	1,3	0,2	3,9	52	3,5
71	0,11	73	12,3	0,42	5,6	5,0	12,7	3,1	0,6	16,6	80	4,0
74	0,14	65	91,8	2,02	5,4	5,6	6,0	2,7	0,6	9,1	70	4,0
75	0,11	70	182,6	0,72	5,2	7,0	5,4	2,3	0,4	8,1	64	4,5
83	0,09	67	9,2	0,15	5,2	7,6	2,4	1,7	0,1	4,3	54	3,7
86	0,13	75	4,7	0,27	5,5	3,3	8,0	2,8	0,3	11,4	72	4,4
89	0,11	76	93,7	1,92	5,3	15,1	5,8	2,9	0,5	9,3	64	5,2
93	0,11	71	0,4	0,02	5,0	7,0	4,0	1,9	0,4	6,3	52	5,7
98	0,12	75	6,5	0,27	5,4	3,7	7,2	2,2	0,6	10,0	65	5,4
100	0,10	78	5,6	0,07	5,7	5,2	5,8	2,2	0,6	8,7	67	4,2
104*	0,10	73	0,0	0,00	5,3	4,6	4,0	1,8	0,3	6,2	58	4,5
110*	0,09	67	0,0	0,00	5,9	6,6	7,7	2,1	0,9	10,8	72	4,1

A densidade e a biomassa de *M. maximus* (regressão, n=12, p=0,67 e p=0,41 respectivamente), assim como a presença da gramínea (ANOVA, n=79; p=0,72) não foram dependentes da idade dos reflorestamentos. Estudos em reflorestamentos com espécies da Floresta Estacional Semidecidual (FES) apontam a presença de *M. maximus* ainda aos 10 anos (Souza & Batista 2004) e até mesmo aos 20 anos (Mantoani et al. 2012) do plantio inicial. Suganuma (2013), ao analisar as trajetórias de reflorestamentos, também em FES, evidencia

que há presença de gramíneas invasoras compondo o piso dos reflorestamentos até aos 30 anos do plantio.

A presença de *M. maximus* em áreas de restauração florestal após décadas da intervenção inicial é preocupante, já que a sua permanência em plantios mais antigos pode estagnar o processo de sucessão natural (Ammond & Litton 2012; Mantoani et al. 2012; ver capítulo 2).

Embora em todas as áreas tenha sido usado o mesmo espaçamento no plantio (3m x 2m), houve variação na densidade de árvores, devido à mortalidade em diferentes fases dos reflorestamentos. Era esperado que o maior número de árvores no reflorestamento resultasse em menor densidade e biomassa de *M. maximus*, devido à competição por nutrientes e ao maior sombreamento. Mas, ao comparar os talhões com e sem *M. maximus*, este esteve relacionado com a maior abundância das árvores do plantio (ANOVA,  $n=79$ ;  $F=26,32$ ;  $p=0,00001$ ), e a densidade de árvores do plantio não esteve relacionada com a densidade e biomassa do capim (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,51$  e  $p=0,98$ ).

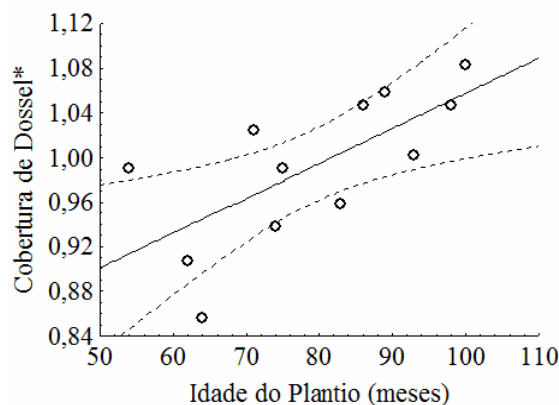
A maior densidade de árvores presentes nos reflorestamentos poderia favorecer o controle de espécies invasoras e o desenvolvimento das espécies nativas não-pioneiras (Rodrigues et al. 2009). No entanto, no que se refere à nutrição mineral, não há necessariamente competição direta por nutrientes entre as árvores e gramíneas, pois as árvores podem obter os nutrientes em níveis mais profundos do solo, enquanto as gramíneas ficariam restritas à camada superficial (Gonçalves et al. 2003). Por outro lado, os solos do local são classificados como latossolo vermelho eutroférico, com os níveis de disponibilidade de nutrientes considerados elevados de modo geral (Stipp 2002; Suganuma 2008), o que poderia eliminar ou minimizar a competição por nutrientes minerais.

Nos reflorestamentos onde *M. maximus* esteve presente e foram estimadas a densidade e a biomassa da gramínea, a cobertura de dossel variou de 57% a 78% e esteve relacionada

positivamente com a idade dos plantios (regressão,  $n=12$ ;  $r^2=0,47$ ;  $r=0,68$ ;  $p=0,01$ ), que variou de 54 a 100 meses nestes reflorestamentos (Figura 1).

No entanto a cobertura observada não se relacionou com a densidade das árvores do plantio (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,51$ ), o que provavelmente se deve à heterogeneidade da cobertura de copas das espécies utilizadas nestes reflorestamentos.

Com o desenvolvimento das árvores plantadas, maior cobertura de dossel, e consequentemente menor luminosidade no subosque, é esperado que ocorra o declínio da densidade das espécies ruderais em geral, que estão adaptadas às condições de maior luminosidade (Baider et al. 2001). Souza & Batista (2004) ao estudar áreas de restauração da Floresta Estacional Semidecidual, notaram que com o fechamento do dossel há uma redução na porcentagem de cobertura do solo por *M. maximus*. Entretanto, ao considerar as parcelas com e sem *M. maximus*, não houve diferença quanto à cobertura de dossel (ANOVA;  $n=79$ ;  $p=0,11$ ), e o sombreamento não esteve relacionado com a densidade e a biomassa da gramínea (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,66$  e  $p=0,68$  respectivamente).



**Figura 1** - Cobertura de dossel em reflorestamentos de diferentes idades em 12 áreas de restauração de Floresta Estacional Semidecidual, no norte do Paraná, Brasil. \*Os dados de porcentagem da cobertura de dossel transformados em arcosseno da raiz quadrada da proporção. As linhas pontilhadas representam o intervalo de confiança a 95%.

De fato, vários estudos em casa de vegetação voltados para a produção de *M. maximus* para fins de forragem em diferentes níveis de sombreamento apontam alta tolerância desta espécie à sombra (Castro et al. 1999; Andrade et al. 2004; Ferreira et al. 2010). Matta et al.

(2008) e Medillina-Salinas et al. (2013) indicaram o uso desta gramínea em sistemas silvipastoris ou agrosilvipastoris, pois há maior estabelecimento da gramínea em 75% de sombra, quando comparada a níveis de sombreamento moderado (de 25% a 50%), e até mesmo a pleno sol.

Portanto, valores de cobertura entre 56% e 78% nos reflorestamentos estudados, não foram suficientes para reduzir a densidade e biomassa da gramínea. O que é uma situação preocupante, pois pode pôr em risco a continuidade da sucessão natural (Ammond Litton 2012; Mantoani et al. 2012; ver capítulo 2), e aumentar o risco de incêndios (Ellsworth 2012) nestas áreas de restauração florestal.

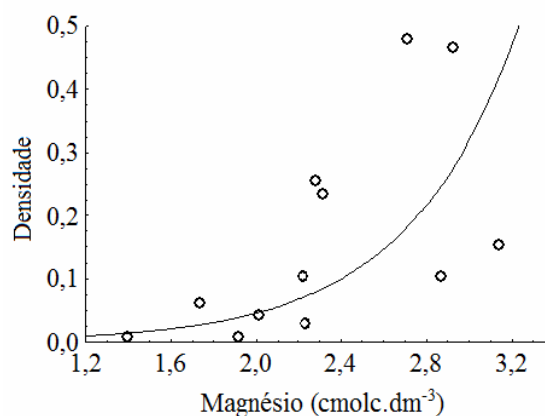
Em relação à fertilidade do solo, os valores encontrados para todas as concentrações de nutrientes são considerados elevados se comparados a teores encontrados em diferentes solos e as exigências de diferentes culturas agrícolas. Estes valores são também maiores do que os encontrados para florestas nativas próximas a estes reflorestamentos (Suganuma 2008), o que se deve possivelmente a uso das áreas para agricultura, anterior às ações de restauração. Assim, a alta fertilidade encontrada nestas áreas pode favorecer o crescimento de espécies ruderais (Gonçalves et al. 2000; Rodrigues 2013) incluindo *M. maximus* (Fynn et al. 2005).

Comparando as concentrações dos nutrientes entre as parcelas com e sem *M. maximus*, não há diferenças quanto ao pH (ANOVA,  $p=0,11$ ), à concentração de Fósforo (ANOVA,  $p=0,27$ ), Potássio (ANOVA,  $p=0,8$ ) e Magnésio (ANOVA,  $p=0,29$ ), nem com a soma de bases (ANOVA,  $p=0,06$ ). Entretanto, as concentrações de Cálcio (ANOVA,  $F=4,68$ ;  $p=0,03$ ), e a porcentagem de saturação de bases (ANOVA,  $F=10,41$ ;  $p=0,001$ ) são maiores onde há a presença da gramínea, enquanto a acidez potencial (ANOVA,  $F=12,71$ ;  $p=0,0004$ ) é menor onde o capim-colonião está presente.

A variação na densidade e na biomassa da gramínea não foi explicada pela variação

nas concentrações de P (regressão,  $p=0,20$ ;  $p=0,21$ ), Ca (regressão,  $p=0,55$ ;  $p=0,76$ ), K (regressão,  $p=0,18$ ;  $p=0,44$ ), e tampouco pela Soma (regressão,  $p=0,42$ ;  $p=0,65$ ) ou pela Saturação de Bases (regressão,  $p=0,27$ ;  $p=0,38$ ) no solo. No entanto, a densidade de *M. maximus* esteve relacionada positivamente com a concentração de magnésio (regressão exponencial,  $n=12$ ;  $r^2=0,37$ ;  $p=0,03$ ) (Figura 2), mas o mesmo não foi válido para a biomassa da gramínea (regressão,  $p=0,15$ ).

As respostas de *M. maximus* aos teores de nutrientes do solo podem ser inferidas a partir de pesquisas desta espécie como planta forrageira, pois existem poucos dados sobre as suas necessidades nutricionais em locais degradados ou em processo de sucessão. Para Sousa et al. (2010) a produtividade das pastagens brasileiras é baixa, devido à baixa fertilidade do solo, mas a produção de *M. maximus* pode ser elevada se houver correções adequadas do solo. Para Costa et al. (2004), Fynn et al. (2005) e Jank et al. (2010) *M. maximus* é uma espécie de gramínea adaptada a solos de alta fertilidade.



**Figura 2** - Densidade de *Megathyrsus maximus* (moita. m<sup>-2</sup>) e concentrações de magnésio em reflorestamentos em áreas de restauração de Floresta Estacional Semidecidual no sul do Brasil.

Em relação à alta fertilidade, Costa et al. (2004) notaram que concentrações de fósforo no solo maiores do que 6,1 mg.dm<sup>-3</sup> são consideradas "médias a altas" para o estabelecimento e manutenção das pastagens de *M. maximus*. Nos talhões aqui estudados, as concentrações de fósforo são maiores do que o sugerido por este autor em sete das 12 áreas onde a gramínea

esteve presente (Tabela 1). Ainda, Castro et al. (2001) sugeriu que as gramíneas tropicais sob sombreamento apresentam maior concentração de nutrientes nas folhas e caules, resultantes de alterações metabólicas.

Dentre estes nutrientes está o magnésio, que é um constituinte da molécula de clorofila, a qual desempenha um papel importante na absorção de luz para a fotossíntese, além de ser necessário para enzimas envolvidas na transferência de fosfato (Epstein & Bloom 2006) e ajuda a regular a absorção de outros nutrientes (Malavolta 1989). Ao estudar a concentração de nutrientes em plantas de *M. maximus* em sombreamento, Eriksen & Whitney (1981) notaram um aumento na concentração de magnésio nas folhas e caules desta gramínea quando cultivados em 75% de sombra. Entretanto, mais pesquisas são necessárias para comprovar se altas concentrações de magnésio podem favorecer a permanência de *M. maximus* sob sombreamento em áreas de restauração florestal.

### **Considerações Finais e Conclusões**

*Megathyrsus maximus* permanece em áreas de restauração de Floresta Estacional Semidecidual que apresentam alta fertilidade do solo, mesmo após quase 10 anos dos plantios e com cobertura de dossel próxima a 80%. A idade do plantio, a densidade de árvores, a cobertura de dossel e as concentrações dos nutrientes no solo, com exceção do magnésio, não explicaram as variações na densidade e biomassa da gramínea.

Embora, a relação positiva entre a concentração de magnésio e a densidade da gramínea, possa estar relacionada com a tolerância ao sombreamento apresentada por *M. maximus*, por meio de um eventual aumento das concentrações de clorofila nas folhas, não é necessariamente uma relação causal. Sendo assim, experimentos com diferentes níveis de sombreamento e diferentes concentrações de magnésio no solo devem ser realizados para elucidar esta questão. Por outro lado, a ausência da gramínea em parte das parcelas

amostradas pode ser devida simplesmente à falta de dispersão de sementes até estas, e pode não ser resultante dos efeitos dos fatores analisados.

É válido considerar que em solos com alta fertilidade a aplicação de fertilizantes na implantação dos reflorestamentos deve ser evitada, ou realizada com cautela, pois pode favorecer o crescimento e a permanência de espécies invasoras, tais como *M. maximus*.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem a equipe do LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas), pela ajuda em campo, especialmente ao Edson M. Francisco e Odair C. Pavão. Ao apoio financeiro do CNPq a JMDT (processos 313854/2009-2 e 503836/2010-9), JD e MCM a CAPES.

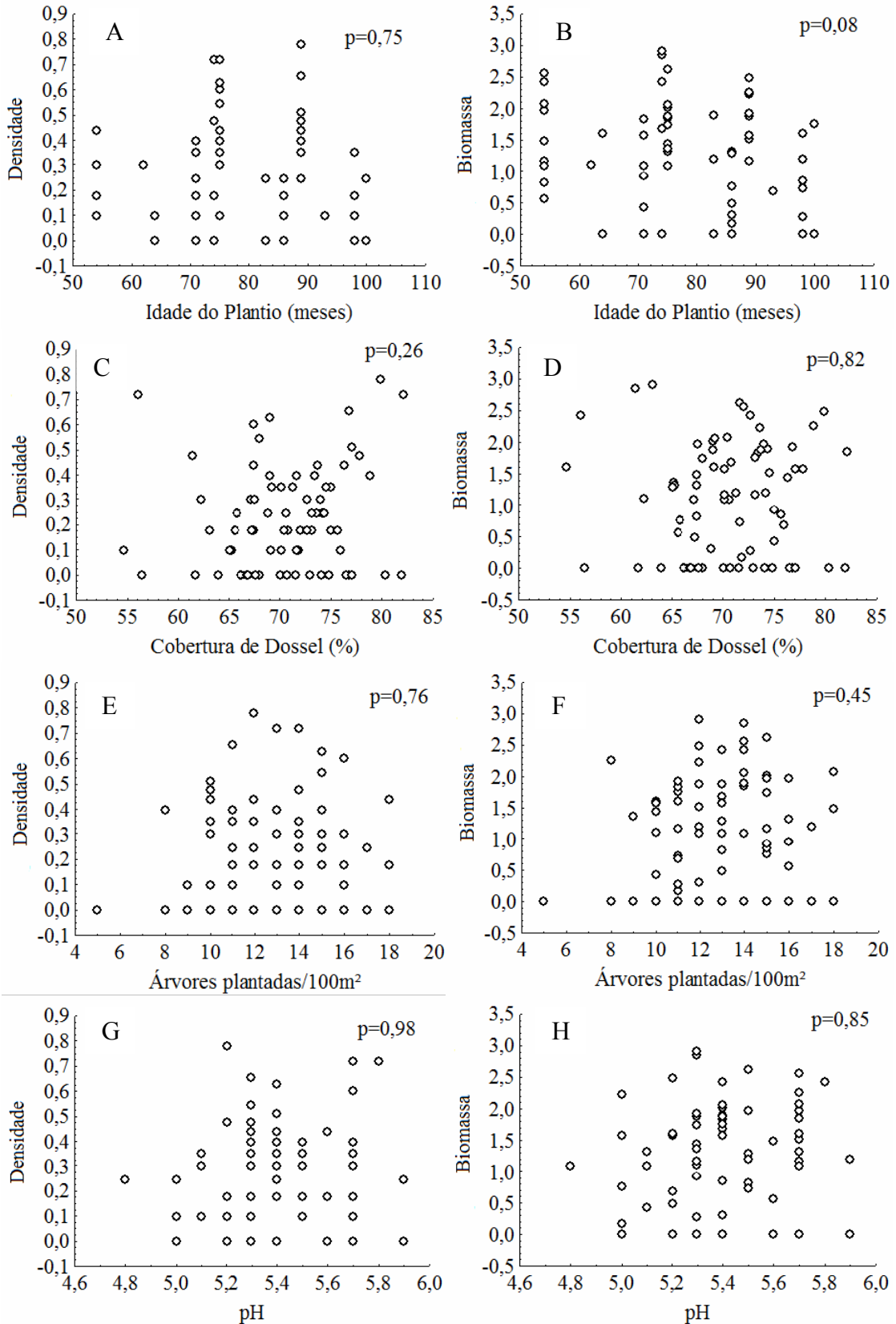
## Referências Bibliográficas

- Ammond SA, Litton CM (2012). Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. *Restoration Ecology* 20 (5): 638-646.
- Andrade CMS, Valentim JF, Carneiro JC, Vaz FA (2004). Crescimento de gramíneas e leguminosas forrageiras tropicais sob sombreamento. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39 (3): 263-270.
- Baider C, Tabarelli M, Mantovani W (2001). The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 35-44.
- Castro CRT, Garcia R, Carvalho MM, Couto L (1999). Produção forrageira de gramíneas cultivadas sob luminosidade reduzida. *Revista Brasileira de Zootecnia* 28 (5): 919-927.
- Castro CRT, Garcia R, Carvalho MM, Freitas VP (2001). Efeitos do sombreamento na composição mineral de gramíneas forrageiras tropicais. *Revista Brasileira de Zootecnia* 30 (6): 1959-1968.
- Costa NL, Rodrigues ANA, Townsend CR, Magalhães JA, Oliveira JRC (2004). Calagem e adubação para pastagens de *Panicum maximum* cv. tobiatã em Rondônia. *Recomendações técnicas*, Embrapa 87, 4p.
- Dias J, Mantoani MC, Baptista R, Fonte MAMA, Holdefer D, Torezan JMD (2013). Invasive alien plants in Brazil: a nonrestrictive revision of academic works. *Natureza & Conservação* 11 (1): 31-35.
- Engel VL, Parrotta JA (2003). Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In PY Kageyama, RE Oliveira, LFD Moraes, VL Engel, FB Gandara *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu. 340p.
- Epstein E, Bloom A (2006). *Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas*. 2ed. 402p.
- Eriksen FI, Whitey AS (1981). Effects of light intensity on growth of some tropical forage species. interaction of light intensity and nitrogen fertilization on six forage grasses. *Agronomy Journal* 73.
- Ellsworth LM (2012). Improved wildfire management in *Megathyrsus maximus* dominated ecosystems in Hawaii. PhD Thesis University of Hawaii at Manoa, Hawaii. 135p.
- Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP (1999). Gap light analyzer (GLA), version 2.0. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 36p.
- Ferreira DJ, Zanine AM, Souto SM, Dias PF (2010). Capim tanzânia (*Panicum maximum*) sob sombreamento e manejo de corte. *Archivos de Zootecnia* 59 (225): 81-91.

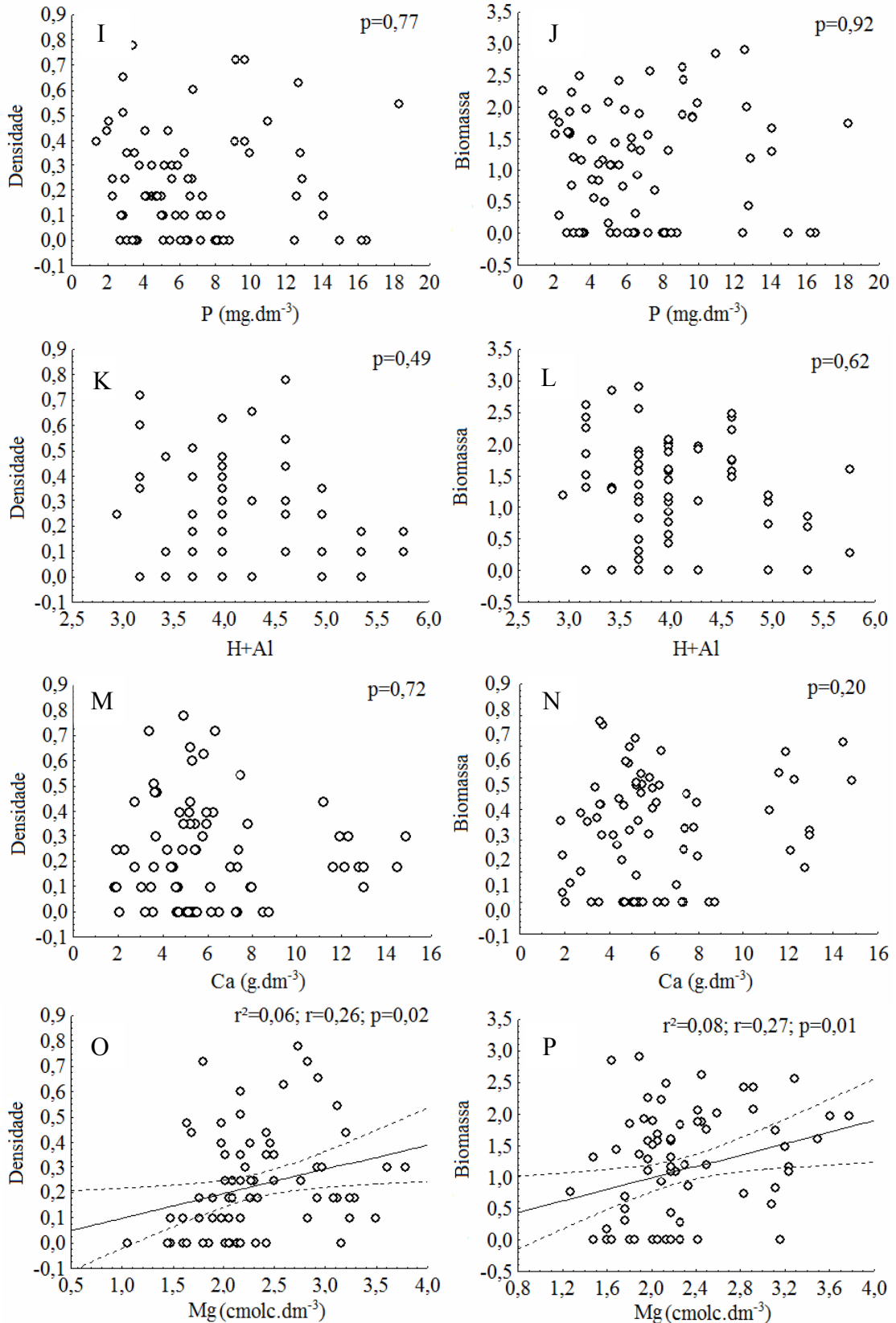
- Fynn RWS, Morris CD, Kirkman KP (2005). Plant strategies and trait trade-offs influence trends in competitive ability along gradients of soil fertility and disturbance. *Journal of Ecology* 93: 384-394.
- Gonçalves JLM, Benedetti V (2000). *Nutrição e Fertilização Florestal*. Instituto de Pesquisas Florestais. 427p.
- Gonçalves JLM, Nogueira LRJ, Ducatti F (2003). Recuperação de solos degradados. Páginas: 111 – 163. P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V. L. Engel e F. B. Gandara, editores. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu, SP. 340p.
- Jank L, Martuscello JA, Euclides VPB, Valle CB, Resende RMS (2010). *Panicum maximum*. p.166-196. In. DM Fonseca, JA Martuscello. *Plantas forrageiras*. Editora UFV, Viçosa, MG. 537p.
- Kissmann KG (1997). *Plantas infestantes e nocivas*. São Paulo: 825p.
- Magnago LFS, Martins SV, Venzke TS, Ivanauskas NM (2012). Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*, Martins SV, 1ed. 293p.
- Malavolta E (1989). *ABC da adubação*. 5 ed. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres. 292 p.
- Mantoani MC, Andrade GR, Cavalheiro AL, Torezan JMD (2012). Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde* 33 (1): 97-110.
- Martins SB, Neto AM, Ribeiro TM (2012). Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de Restauração Ecológica. In *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*, Martins SV, 1ed. 293p.
- Matta PM, Souto SM, Dias PF, Colombari AA, Azevedo BC, Vieira MS (2008). Crescimento inicial de capim mombaça sob influência de diferentes níveis de sombreamento. *Seropédica*, RJ: Embrapa Agrobiologia. 18p.
- Medillina-Salinas L, Vargas-Mendonza MC, López-Ortiz A, Ávila-Reséndiz C, Campbell WB, Gutiérrez-Castorena MC (2013). Growth, productivity and quality of *Megathyrus maximus* under cover from *Gliricidia sepium*. *Agroforest Systems* 87: 891–899.
- Pavan MA, Bloch MF, Zempulski HD, Miyazawa M, Zocoler DC (1992). *Manual de análise química do solo e controle de qualidade*. Londrina, IAPAR. 40p.
- Questad EJ, Thaxton JM, Cordell S (2012). Patterns and consequences of re-invasion into a Hawaiian dry forest restoration. *Biological Invasions* 14 (12): 2573-2586.

- Rey Benayas JM, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121–1124.
- Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I (2009). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica 264p.
- Rodrigues E (2013). *Ecologia da restauração*. Editora Planta, Londrina. 299p.
- Silva SAF (1968). Contribuição ao estudo do "Capim Colômbio" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*). *Vellozia* 6: 3-8.
- Sousa RS, Pires AJV, Carvalho GGP, Silva FF, Magalhães AF, Veloso CM (2010). Composição química de capim-tanzânia adubado com nitrogênio e fósforo. *Revista Brasileira de Zootecnia* 39 (6): 1200-1205.
- Souza FM, Batista JLF (2004). Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191: 185-200.
- Stipp NA (2002). Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em: ME Medri, E Bianchini, OA Shibatta, JA Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina. 595p.
- Suganuma MS (2008). Avaliação de sucesso da restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. 95p.
- Suganuma MS (2013). Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade do Estado de São Paulo. 164p.
- Torezan JMD (2002). Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. p. 103-107 em: ME Medri, E Bianchini, OA Shibatta, JA Pimenta. *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, Edição dos autores, 595p.

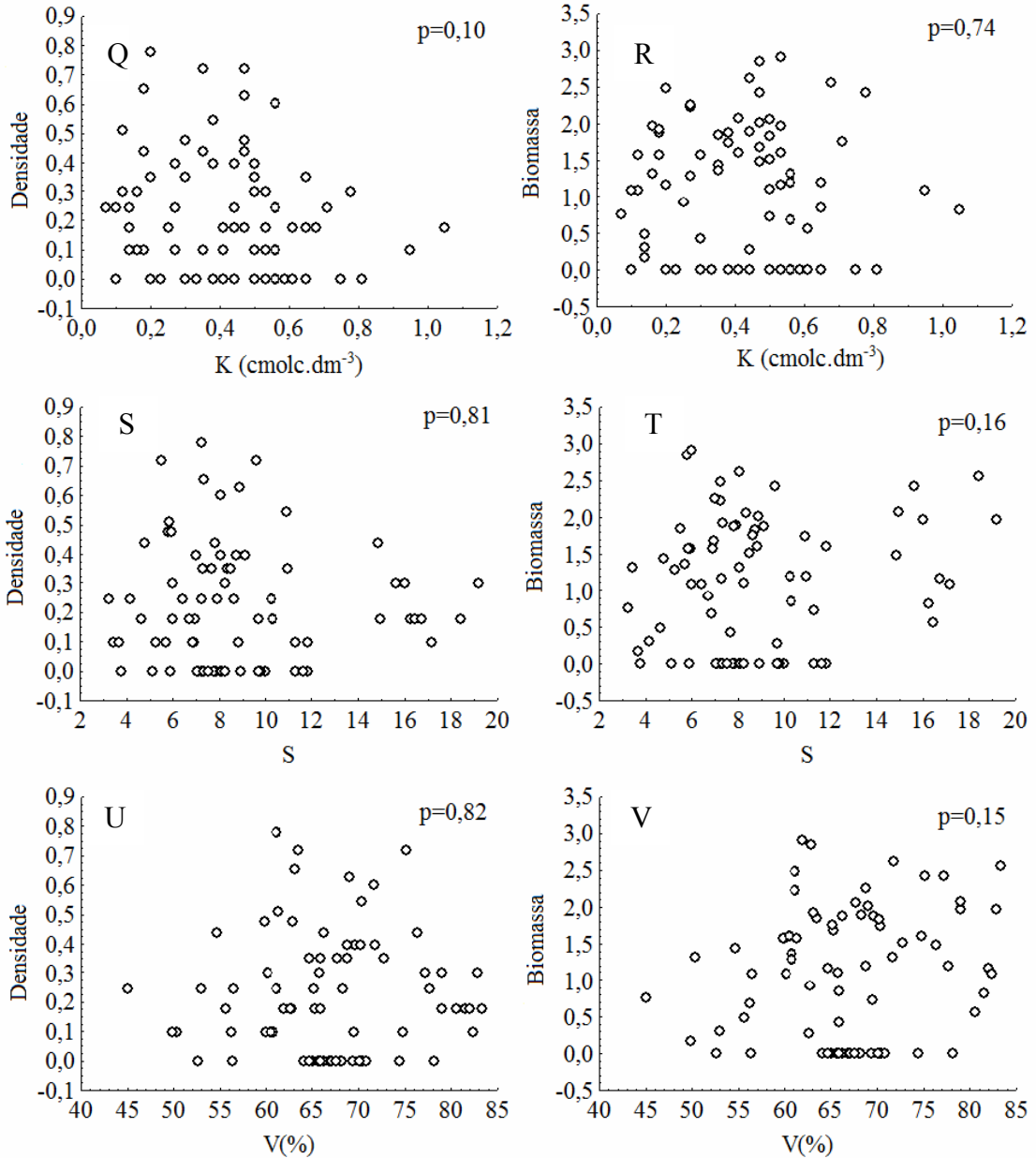
**Apêndice** - Regressões lineares considerando as parcelas ( $n=79$ ), relacionando a densidade (log moitas.  $m^2$ ) e a biomassa (log biomassa  $g.m^{-2}$ ) de *Megathyrus maximus* e; a idade do plantio dos reflorestamentos (Figuras A e B), a cobertura de dossel (Figuras C e D), árvores plantadas (Figuras E e F) o pH (Figuras G e H), e as concentrações de Fósforo (Figuras I e J), H+Al (Figuras K e L), Cálcio (Figuras M e N), Magnésio (Figuras O e P), Potássio (Figuras Q e R), Soma de bases (Figuras S e T) e a Saturação de bases (Figuras U e V).



**Apêndice** - Regressões lineares considerando as parcelas ( $n=79$ ), relacionando a densidade (log moitas.  $m^2$ ) e a biomassa (log biomassa  $g.m^{-2}$ ) de *Megathyrus maximus* e; a idade do plantio dos reflorestamentos (Figuras A e B), a cobertura de dossel (Figuras C e D), árvores plantadas (Figuras E e F) o pH (Figuras G e H), e as concentrações de Fósforo (Figuras I e J), H+Al (Figuras K e L), Cálcio (Figuras M e N), Magnésio (Figuras O e P), Potássio (Figuras Q e R), Soma de bases (Figuras S e T) e a Saturação de bases (Figuras U e V).



**Apêndice** - Regressões lineares considerando as parcelas (n=79), relacionando a densidade (log moitas. m<sup>2</sup>) e a biomassa (log biomassa g.m<sup>-2</sup>) de *Megathyrus maximus* e; a idade do plantio dos reflorestamentos (Figuras A e B), a cobertura de dossel (Figuras C e D), árvores plantadas (Figuras E e F) o pH (Figuras G e H), e as concentrações de Fósforo (Figuras I e J), H+Al (Figuras K e L), Cálcio (Figuras M e N), Magnésio (Figuras O e P), Potássio (Figuras Q e R), Soma de bases (Figuras S e T) e a Saturação de bases (Figuras U e V).



**CAPÍTULO 2: *Megathyrsus maximus* (capim-colonião) em sítios de restauração de Floresta Atlântica: Limitações para a regeneração natural**

Artigo a ser submetido à Restoration Ecology

**Resumo**

As espécies invasoras são responsáveis por grandes custos financeiros em ambientes de restauração e podem estagnar a sucessão natural. Este estudo visa avaliar os efeitos de espécies invasoras, aqui divididas entre uma gramínea exótica invasora - *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs, e outras espécies ruderais, sobre a regeneração de espécies arbóreas nativas em áreas de restauração florestal no sul do Brasil. Para verificar estes efeitos, foram alocadas 160 parcelas (10 x 10 m), cada qual com 4 subparcelas (1 x 1 m), divididas em 16 áreas, que apresentam variação de idade de 40 a 110 meses do plantio inicial. Os regenerantes com altura maior que 10 cm foram analisados nas parcelas maiores, enquanto a densidade e a biomassa de *M. maximus* e das outras espécies ruderais foram estimadas nas subparcelas. As espécies ruderais em geral não apresentam efeitos sobre a regeneração das espécies arbóreas nativas. Entretanto, há maior riqueza e abundância das regenerantes arbóreas nativas na ausência de *M. maximus*, que afeta principalmente a regeneração das espécies arbóreas pioneiras.

**Palavras-chave:** *Panicum maximum*, plantas ruderais, reflorestamentos, espécies pioneiras.

## 1 Introdução

As espécies invasoras podem ser um problema na restauração florestal, pois o seu controle implica em grandes custos financeiros na implantação e manutenção dos projetos, ao mesmo tempo em que podem estagnar a continuidade da sucessão natural nestas áreas (Mantoani et al. 2012). Nas fases iniciais da restauração florestal, as espécies ruderais nativas e exóticas agrupadas como “invasoras”, compõem a cobertura de herbáceas (Magnago et al. 2012). Na maioria dos casos, não há distinção dentro do grupo das espécies ruderais, daquelas espécies que de fato são invasoras e podem prejudicar as ações de restauração. Neste contexto, o controle das “espécies invasoras”, é efetuado de forma indiscriminada.

No entanto, não são todas as espécies exóticas ou ruderais que são consideradas invasoras, assim como nem todas apresentam efeitos negativos sobre os ecossistemas onde estão inseridas (Goodenough 2010). Sendo assim, estudos devem ser conduzidos para determinar quais espécies exóticas apresentam ou não efeitos negativos sobre a regeneração natural em áreas de restauração florestal (Dias et al. 2013).

A maioria das espécies ruderais exibe ciclo rápido de desenvolvimento, elevada alocação de recursos para as estruturas reprodutivas e estão associadas a ambientes perturbados (Moro et al. 2012), podem estar presentes nas áreas de restauração florestal sem necessariamente apresentar impactos sobre a regeneração de espécies nativas. Com o passar do tempo, o desenvolvimento do plantio e o sombreamento dos reflorestamentos, as espécies ruderais tendem a ser excluídas do sistema (Baider et al. 2001; Dias 2011). Entretanto, algumas espécies ruderais, especialmente gramíneas exóticas, podem permanecer nos reflorestamentos e interferir na continuidade da regeneração natural, podendo comprometer o sucesso da restauração florestal (Ammond & Litton, 2012; Mantoani et al. 2012).

Algumas gramíneas africanas são consideradas atualmente como espécies exóticas invasoras para o Brasil (Dias et al. 2013) e foram introduzidas em quase todas as regiões

tropicais para fornecer forragem para animais de corte (Parsons 1972). Após a introdução houve uma expansão da sua ocorrência para outros ambientes e estas espécies hoje representam uma ameaça para a biodiversidade, pois podem alterar os processos ecológicos e a estrutura da comunidade onde estão inseridas (Lockwood et al. 2007).

Entre estas gramíneas está *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (capim-colonião, previamente nominado como *Panicum maximum* Jacq), que foi introduzido no Brasil com a chegada dos navios negreiros, como cama para os cativos, sendo descartado próximo aos portos, onde permaneceu e se reproduziu, fato que, já denotava o seu potencial invasor (Chase 1944). Posteriormente entre os anos de 1960 e 1970, este capim foi intencionalmente introduzido no Brasil, com a finalidade de formação de pastagens para a criação de gado e se expandiu a partir destas áreas, ocupando praticamente todo o país (Silva 1968).

Como características principais que tornam esta espécie invasora, estão o florescimento e a frutificação durante a maior parte do ano, com uma intensa dispersão e formação de banco de sementes (Kissmann 1997). Ainda, esta gramínea apresenta reprodução vegetativa, formação de moitas resistentes e altas com até 3m de altura, com grande acúmulo de biomassa e capacidade de rebrota após a incidência de fogo (Ellsworth 2012). Por apresentar potencial invasivo, a espécie se torna um grande problema para a conservação da biodiversidade e é de extrema importância entender como as espécies arbóreas nativas são afetadas por esta gramínea.

Há sugestões de que o capim-colonião não responde às variações nos modelos de restauração florestal, podendo permanecer no subosque dos reflorestamentos por vários anos (Souza & Batista 2004, Mantoani et al. 2012, ver capítulo 1), onde pode causar depressão no crescimento ou exclusão dos espécimes plantados e da regeneração espontânea (Ammond & Litton 2012; Mantoani et al. 2012). Os mecanismos pelos quais isso ocorre são pouco

conhecidos, especialmente no que se refere à competição com espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras. Há sugestões de que as espécies pioneiras, que tem um papel importante na formação da estrutura florestal, tanto na restauração ativa quanto na sucessão espontânea, sejam mais sensíveis à competição com gramíneas (Mason et al. 2009).

Para compreender algumas das questões referentes à ecologia da invasão de sítios de restauração por espécies exóticas, esta pesquisa busca responder as seguintes perguntas: (i) Há diferença na regeneração natural de espécies nativas arbóreas em áreas com e sem *M. maximus*? (ii) As espécies ruderais, especialmente a gramínea exótica invasora *M. maximus*, apresentam efeitos negativos sobre a regeneração natural de espécies arbóreas nativas em reflorestamentos com até 10 anos do plantio inicial? (iii) Há diferenças nos eventuais efeitos de *M. maximus* e de outras espécies ruderais sobre a regeneração de espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras?

## 2 Material e Métodos

### 2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em 16 sítios de restauração florestal (Tabela 1), que circundam o Reservatório de Capivara do rio Paranapanema, no norte do Paraná, sul do Brasil.

**Tabela 1** - Localização georreferenciada e área dos reflorestamentos no entorno do Reservatório de Capivara no rio Paranapanema, no estado do Paraná, sul do Brasil.

Idade (meses)	Área (ha)	Coordenada (Sul)	Coordenada (Oeste)
40	22,0	22°51.77"	050°59.90"
54	10,6	22°49.52"	051°11.67"
57	4,0	22°47.76"	051°02.67"
62	17,9	23°04.06"	050°58.49"
64	12,3	23°04.26"	050°52.32"
71	17,9	22°58.31"	050°56.35"
74	19,0	22°59.22"	050°56.07"
75	11,8	22°59.13"	050°56.33"
83	13,4	22°59.78"	050°56.62"
86	30,0	22°46.63"	051°08.69"
89	33,4	22°58.47"	050°57.00"
93	6,5	22°47.45"	051°06.25"
98	6,4	22°45.27"	051°13.22"
100	10,5	23°00.58"	050°57.40"
104	58,5	22°45.27"	051°13.22"
110	4,7	22°49.12"	051°18.16"

A cobertura da vegetação original era de Floresta Estacional Semidecidual (FES), no domínio da Mata Atlântica (Torezan 2002). A vegetação foi removida para a implantação de culturas de café e pastagens e, em meados dos anos 1970, estas áreas foram convertidas para cultivos de milho e soja. A partir de 2001, em faixas de terra legalmente protegidas às margens do Reservatório de Capivara, foi dado início à restauração florestal, por meio de reflorestamentos realizados (Figura 1), por uma empresa do setor elétrico e uma associação de municípios. Nestes reflorestamentos, foram plantadas em média 45 espécies nativas, em espaçamento de 2 x 3m.

Para o controle das espécies invasoras (espécies ruderais em geral) não foram utilizados herbicidas, mas foi feita a capina manual no entorno das mudas e a capina mecânica

entre as linhas do plantio, até os 24 meses do plantio inicial.



**Figura 1** - Dois dos 16 reflorestamentos estudados em sítios de Restauração de Floresta Estacional Semidecidual no norte do estado do Paraná, Brasil. Detalhe para o subosque dominado por *Megathyrsus maximus* na figura a direita.

Devido à alta fertilidade natural destes solos, que são classificados como latossolo vermelho eutroférico (Stipp, 2002), aliada a resquícios de adubação empregados na agricultura até então, não foi realizada a correção do pH do solo nem o enriquecimento com nutrientes. Não há histórico de perturbações nos talhões selecionados, como o corte de árvores ou incêndios.

## 2.2 Coleta de Dados

Em cada um dos 16 reflorestamentos amostrados foram alocadas 10 parcelas (10 x 10 m) e 4 subparcelas (1 x 1 m) em cada vértice das parcelas maiores. Nas parcelas, todas as plantas arbóreas com altura maior que 10 cm foram registradas e nas subparcelas foram coletados os dados de densidade e biomassa das espécies ruderais.

A abundância de gramíneas foi definida pelo número de moitas, onde cada uma foi considerada como uma ocorrência individual. Todo o material coletado nas subparcelas foi levado ao laboratório, separado por espécie, seco em estufa a 85°C até peso constante e a massa seca aferida em balança analítica de precisão.

### 2.3 Análise dos Dados

A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade de variâncias por meio do teste de Levene, sendo empregada transformação das variáveis ( $\log$  de  $x+1$ ) quando necessário. Para determinar a significância estatística foi utilizado um limiar de  $\alpha=0,05$  para todas as análises.

As espécies ruderais estiveram presentes em todas as parcelas amostradas. Entretanto, quando o sítio (talhão do reflorestamento) foi definido como unidade amostral, em 4 dos 16 reflorestamentos não foi possível registrar a densidade e a biomassa de *M. maximus*, devido à baixa densidade da gramínea, restando 79 de 160 parcelas.

Para verificar separadamente os efeitos de *M. maximus* e de outras ruderais sobre os regenerantes nativos, foram consideradas somente os dados dos 12 sítios onde o capim-colônia foi amostrado. Foram realizadas regressões lineares, onde a riqueza e a abundância dos regenerantes arbóreos nativos foram tratadas como dependentes da densidade ou da biomassa de *M. maximus* e da densidade ou da biomassa de outras espécies ruderais.

Os dados de riqueza e de abundância de regenerantes de espécies nativas (considerando todas as espécies e também separando pioneiras e não-pioneiras) foram comparados quanto à presença da gramínea, entre as parcelas com e sem por meio de Análise de Variância (ANOVA).

### 3 Resultados e Discussão

A maioria das espécies ruderais encontradas (Apêndice II) está frequentemente presente em áreas degradadas, perturbadas ou em processo de restauração florestal (Costa & Durigan 2010; D'Antonio & Chambers 2006). Nos reflorestamentos amostrados, as ruderais (com exceção de *Megathyrsus maximus*) somaram 83 espécies e 2.664 indivíduos. Neste grupo que incluiu arbustos, herbáceas e outras gramíneas que não *M. maximus*, a densidade variou de 0,8 a 15,6 indivíduos/m<sup>2</sup> e a biomassa de 3,9 a 44,7 g.m<sup>-2</sup>. Entre as gramíneas incluídas no grupo das ruderais, estiveram outras espécies exóticas invasoras, como *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster; no entanto, estas ocorreram pontualmente. Quanto a *M. maximus*, a densidade das touceiras variou de 0,01 a 2,02 indivíduos/m<sup>2</sup> e a biomassa seca de 0,01 a 182,6 g.m<sup>-2</sup> (Tabela 2).

**Tabela 2** - Densidade e biomassa de *Megathyrsus maximus* e outras espécies ruderais em 12 reflorestamentos de diferentes idades com fins de restauração florestal no sul do Brasil. Onde, N: número de indivíduos; S: Riqueza de espécies; Pio: Espécies pioneiras; NP: Espécies não-pioneiras.

Reflorestamentos		<i>M.maximus</i>		Espécies Ruderais		Regenerantes arbóreos nativos					
Idade (meses)	Área (ha)	Biomassa g.m <sup>-2</sup>	Moitas m <sup>2</sup>	Biomassa g.m <sup>-2</sup>	Indivíduos m <sup>2</sup>	N total	S total	N Pio	S Pio	N NP	S NP
54	10,5	100,30	0,80	7,9	10,4	165	20	53	4	112	16
62	17,8	1,10	0,10	29,9	15,6	586	12	519	8	67	4
64	12,2	3,90	0,02	28,1	10,2	217	17	172	7	45	10
71	17,9	12,30	0,42	6,7	5,3	323	11	127	7	196	4
74	18,9	91,80	2,02	44,7	3,5	56	11	17	5	39	6
75	11,7	182,60	0,72	9,6	2,9	112	9	112	5	0	4
83	13,3	9,20	0,15	15,2	3,1	551	43	261	16	290	27
86	30,0	4,70	0,27	25,4	5,5	366	8	362	6	4	2
89	33,4	93,7	1,92	4,5	3,1	119	12	89	7	30	5
93	6,4	0,40	0,02	18,4	2,7	376	19	248	11	128	8
98	6,4	6,50	0,27	3,9	0,8	390	19	351	9	39	10
100	10,4	5,60	0,07	17,4	3,5	1033	28	576	14	457	14

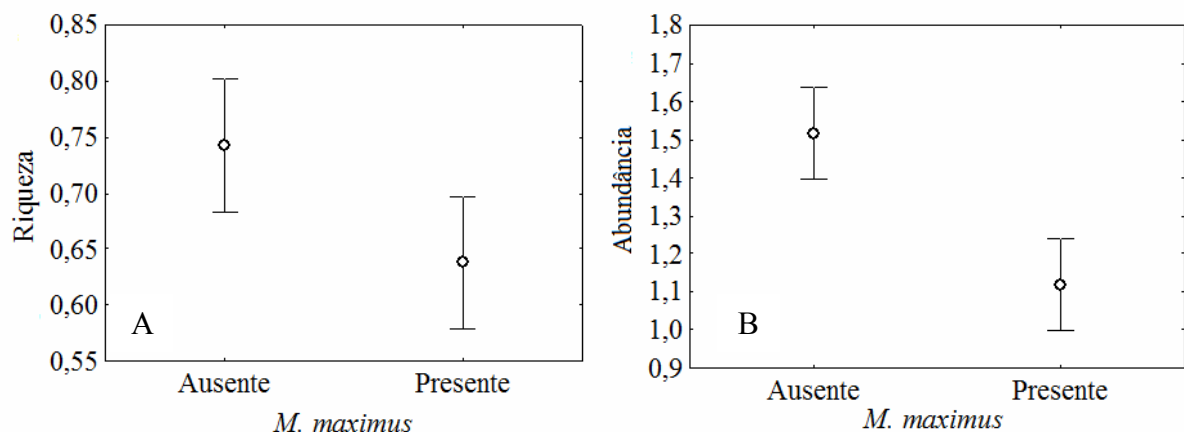
Quanto às regenerantes arbóreas nativas, foram encontrados 4.437 indivíduos, sendo 4.284 indivíduos de espécies nativas e 153 de exóticas, divididas em 29 famílias e 58 espécies. Dentre as espécies amostradas, 25 são ingressantes e não foram utilizadas nos plantios, e 9 são exóticas (ver Apêndice I). Dentre as regenerantes arbóreas exóticas, algumas

são reportadas como espécies exóticas invasoras (Dias et al. 2013). No entanto a abundância destas representou menos de 4% do total de regenerantes amostrados e por este motivo, não foram incluídas nas análises estatísticas.

Ao considerar as espécies nativas, a riqueza entre os reflorestamentos variou de 8 a 43 espécies e a abundância de 56 a 1033 indivíduos em 1000m<sup>2</sup> (Tabela 2).

A densidade e a biomassa de outras espécies ruderais não afetaram a riqueza (regressão, n=12; p=0,65 e p=0,69, respectivamente) ou a abundância das regenerantes nativas (regressão, n=12; p=0,69 e p=0,55, respectivamente). Embora estas espécies “invasoras” ou ruderais sejam consideradas um problema na restauração florestal (Magnago et al. 2012), estas não apresentaram efeitos negativos sobre a regeneração natural de espécies nativas em reflorestamentos jovens, mesmo estando presentes em todas as áreas amostradas.

Entretanto, ao considerar a presença de *M. maximus*, há menor riqueza (ANOVA, n=79; F=6,11; p=0,01) e abundância (ANOVA, n=79; F=21,7; p=0,00001) dos regenerantes nativos (Figura 2A e B), sendo a abundância 50% menor na presença da gramínea.

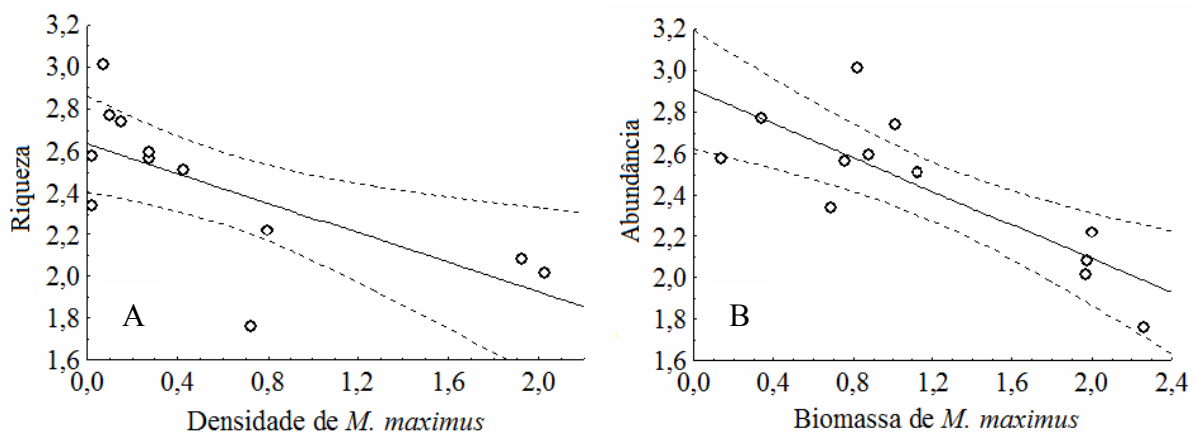


**Figura 2** - A – Riqueza (log x+1) de regenerantes de espécies arbóreas nativas em presença e ausência de *Megathyrsus maximus*, B – Abundância (log x+1) de regenerantes de espécies nativas em presença e ausência de *Megathyrsus maximus*, em sítios de restauração florestal no sul do Brasil. As barras indicam o intervalo de confiança ( $\alpha=0,05$ ).

A densidade e a biomassa do capim-colonião não estiveram relacionadas com a riqueza dos regenerantes nativos (regressão, n=12; p=0,14; p=0,42), mas tanto a densidade (regressão, n=12; r<sup>2</sup>=0,65; r=-0,80; p=0,001) quanto à biomassa (regressão, n=12; r<sup>2</sup>=0,48; r=-

0,69;  $p=0,001$ ) da gramínea afetaram a abundância de regenerantes. (Figura 3A e B).

A cobertura por gramíneas exóticas invasoras pode ser um problema para o estabelecimento de plantas arbóreas (Ammond & Litton, 2012; Mantoani et al. 2012). Padrões similares aos relatados neste estudo, podem ser observados em áreas de restauração invadidas em Porto Rico (Zimmerman et al. 2000) e no Cerrado Brasileiro (Hoffmann & Haridasan 2004; Pivello et al. 2008).



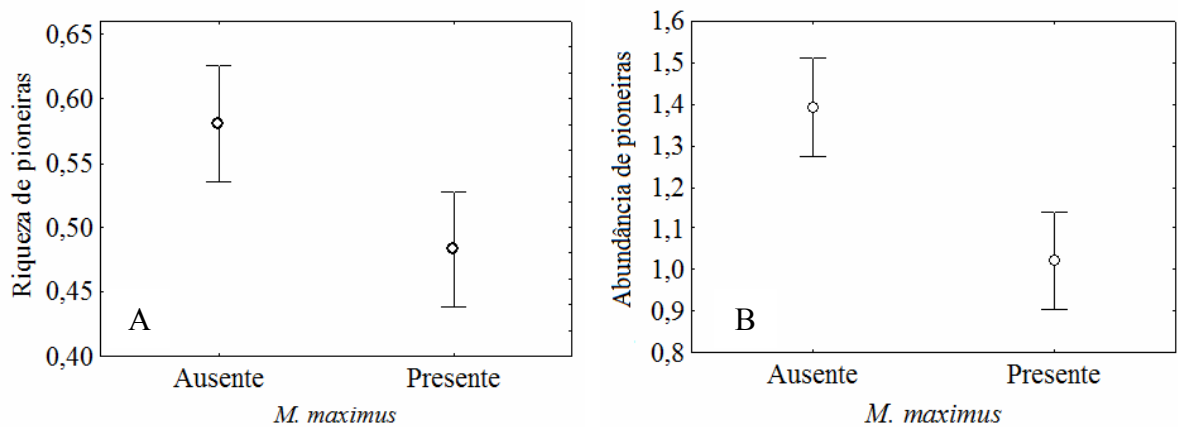
**Figure 3** - A - Riqueza de regenerantes arbóreos nativos ( $\log x+1$ ) e a densidade de *Megathyrus maximus* (moitas.m<sup>2</sup>); B - Abundância de regenerantes arbóreos nativos ( $\log x+1$ ) e a biomassa de *Megathyrus maximus* (g.m<sup>-2</sup>); em áreas de restauração florestal no sul do Brasil. As linhas pontilhadas representam o intervalo de confiança ( $\alpha=0,05$ ).

No entanto, são escassos os trabalhos como de Ammond & Litton (2012) e Mantoani et al. (2012) que abordam as possíveis relações entre *M. maximus* e a vegetação nativa. Mesmo em contextos diferentes, as respostas encontradas por estes autores para a cobertura de *M. maximus* são similares àquelas obtidas neste estudo, onde a maior densidade e biomassa do capim implicam na redução do número de indivíduos arbóreos presentes na regeneração florestal.

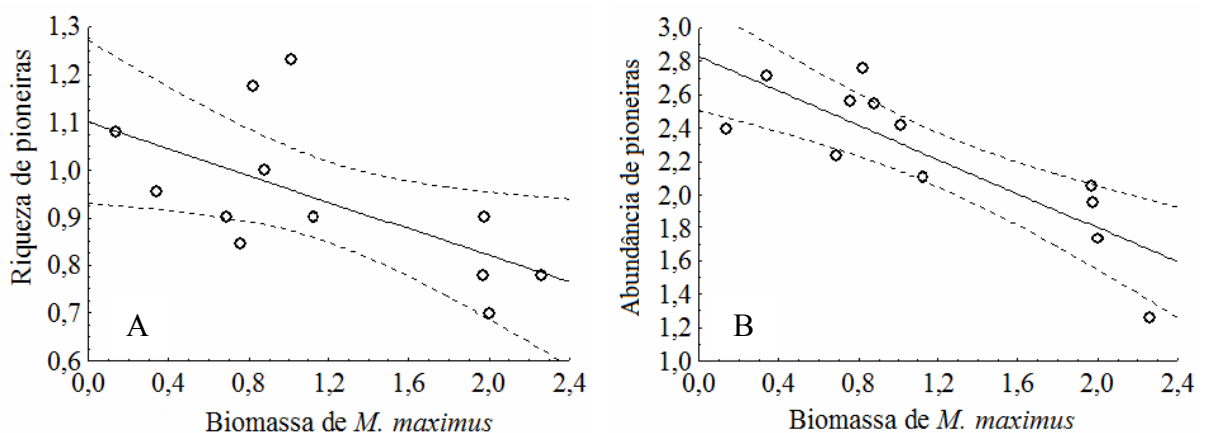
Quando os regenerantes nativos foram divididos entre espécies pioneiras e não-pioneiras, a riqueza de espécies pioneiras variou de 4 a 16, somando 2.827 indivíduos (Tabela 2) por reflorestamentos, variando de 0 a 9 espécies e 0 a 245 indivíduos por parcela.

A densidade das espécies ruderais não esteve relacionada com a riqueza ou a

abundância dos regenerantes de espécies pioneiras (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,36$  e  $p=0,75$ , respectivamente). Mas, ao considerar as parcelas com *M. maximus*, tanto a riqueza quanto a abundância das pioneiras foram menores nestas parcelas (ANOVA,  $n=79$ ;  $F=9,1$ ;  $p=0,02$  e  $n=79$ ;  $F=19,2$ ;  $p=0,00002$  respectivamente) (Figuras 4A e 4B). Ainda, a biomassa da gramínea esteve relacionada negativamente com a riqueza de espécies (regressão,  $n=12$ ;  $r^2=0,38$ ;  $r=-0,61$ ;  $p=0,03$ ) e a abundância das espécies pioneiras (regressão,  $n=12$ ;  $r^2=0,69$ ;  $r=-0,83$ ;  $p=0,0007$ ) (Figura 5A e 5B).



**Figura 4** - A - Riqueza de regenerantes de espécies pioneiras (log x+1) em presença e ausência de *Megathyrsus maximus*; B - Abundância de regenerantes de espécies pioneiras (log x+1) em presença e ausência de *Megathyrsus maximus*; em sítios de restauração florestal no sul do Brasil. As barras indicam o intervalo de confiança ( $\alpha=0,05$ ).



**Figure 5** - A - Riqueza de regenerantes de espécies pioneiras (log x+1) e a biomassa de *Megathyrsus maximus* (g.m<sup>-2</sup>); B - Abundância de regenerantes de espécies pioneiras (log x+1) e a biomassa de *Megathyrsus maximus* (g.m<sup>-2</sup>); em áreas de restauração florestal no sul do Brasil. As linhas pontilhadas representam o intervalo de confiança ( $\alpha=0,05$ ).

Para Mason et al. (2009) as espécies que tem tamanho reduzido de sementes seriam mais afetadas pelas gramíneas, possivelmente por não possuírem reservas em suas sementes (Hooper et al. 2002, ) podendo, portanto, sofrer mais com a competição no desenvolvimento inicial na presença de *M. maximus*.

As espécies pioneiras apresentam um metabolismo intenso e uma alta capacidade de absorção de nutrientes, além de um crescimento rápido, quando comparadas às espécies não-pioneiras (Alves 2012; Zangaro et al. 2012). Em sua maioria, apresentam pequeno diâmetro de suas raízes e associações micorrízicas, assim como *M. maximus*, que expandem os sítios de absorção de água e nutrientes nas raízes (Marschner 1998; Muthukumar et al. 2003; Alves 2012). Mas, em solos com alta fertilidade a relação simbiótica pode se tornar parasítica, onde o fungo ainda obtém carboidratos do hospedeiro, que não se beneficia mais do aumento da eficiência de absorção de nutrientes (Epstein & Bloom 2006). Desta forma, estudos sobre a competição no solo entre gramíneas exóticas e regenerantes nativos devem ser realizados, para elucidar os mecanismos de competição entre estes grupos.

Ao considerar as espécies não-pioneiras, a riqueza entre os reflorestamentos variou de 2 a 27 espécies (Tabela 2), que somaram 1.450 indivíduos, e de 0 a 14 espécies e 0 a 130 indivíduos por parcela. Neste grupo, não houve relação da densidade (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,68$  e  $p=0,63$ ), ou da biomassa (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,54$  e  $p=0,64$ ) das espécies ruderais ou da densidade ou da biomassa da gramínea com a riqueza (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,08$ ;  $p=0,98$ ) ou a abundância (regressão,  $n=12$ ;  $p=0,12$ ;  $p=0,46$ ) dos regenerantes não-pioneiros. Da mesma forma, a riqueza e a abundância dos regenerantes arbóreos nativos não-pioneiros não diferiram entre as parcelas com e sem *M. maximus* (ANOVA,  $n=79$ ;  $F=1,83$ ;  $p=0,17$  e  $F=2,1$ ;  $p=0,10$ , respectivamente).

Mesmo o capim-colonião interferindo na regeneração das espécies nativas, se houver o ingresso das espécies não-pioneiras, poderá haver a continuidade da sucessão natural, desde

que os indivíduos arbóreos utilizados no plantio não morram antes do ingresso, desenvolvimento e estabelecimento destas. No entanto, o ingresso de espécies não-pioneiras é dependente da estrutura da paisagem e, principalmente, de fragmentos florestais próximos às áreas de restauração florestal (Pereira et al. 2013).

Ammond & Litton (2012) e Ammond et al. (2013) ao realizar experimentos em casa de vegetação no Havaí, notaram que *M. maximus* interfere no crescimento das espécies nativas e que por outro lado, um acréscimo de espécies poderia ajudar a controlar a biomassa da gramínea, o que sugere um efeito bi-direcional, em que as nativas quando em alta diversidade e densidade, poderiam afetar o estabelecimento ou a expansão da gramínea.

Como não foi detectado efeito da gramínea sobre a regeneração de não-pioneiras, um enriquecimento com as espécies deste grupo, que foram encontradas nos reflorestamentos (Apêndice I) poderia ajudar no controle de *M. maximus*, visto que, o sucesso da invasão pode decrescer quando há um acréscimo na riqueza de espécies nativas (D'Antonio & Chambers 2006, Firn et al. 2010).

Além do capim-colômbio interferir diretamente na riqueza e na abundância das espécies pioneiras, o acúmulo de biomassa da gramínea nestes locais pode servir de combustível para incêndios ou aumentar a intensidade destes (Silva 1969; Camargo-Bortolin et al. 2007; Ellsworth 2012). Desta forma, pode ocorrer retroalimentação positiva entre gramíneas exóticas invasoras e incêndios repetidos (D'Antonio & Vitousek 1992; Ellsworth 2012) colocando em risco o desenvolvimento dos reflorestamentos e a restauração florestal.

## **Conclusões**

Não há efeitos negativos da densidade e da biomassa de espécies ruderais em geral sobre as regenerantes arbóreas nativas. No entanto, houve uma exceção, pois a gramínea exótica invasora *M. maximus*, reduziu a riqueza e a abundância das espécies pioneiras nativas.

### **Implicações Práticas**

O controle de espécies invasoras é necessário, mas deve ser restrito àquelas que realmente apresentam efeitos negativos sobre a regeneração florestal, a exemplo de *M. maximus*, e não de forma indiscriminada sobre todas as espécies ruderais.

O monitoramento e o eventual controle de *M. maximus*, assim como de outras gramíneas, devem ser realizados nos reflorestamentos pelo menos até os dez primeiros anos do plantio.

O enriquecimento com espécies nativas não-pioneiras pode ser uma alternativa para contribuir com o controle de *M. maximus* em reflorestamentos já estabelecidos.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem a equipe do LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas), pela ajuda em campo, especialmente ao Edson M. Francisco e Odair C. Pavão. Ao apoio financeiro do CNPq a JMDT (processos 313854/2009-2 e 503836/2010-9), JD à CAPES.

## Referências Bibliográficas

- Alves RAJ (2012). Produção, morfologia e colonização por micorriza arbuscular de raízes absorventes em diferentes estádios da sucessão na região de Londrina, PR, Brasil. Dissertação de Mestrado de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, PR. Brasil. 100p.
- Ammond SA, Litton CM (2012). Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrsus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. *Restoration Ecology* 20 (5): 638-646.
- Ammond SA, Litton CM, Ellsworth LM, Leary JK (2013). Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. *Applied Vegetation Science* 16: 23-39.
- Baider C, Tabarelli ME, Mantovani W (2001). The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 35-44.
- Camargo-Bortolin LHG, Santos PM, Prado CHBA (2007). Estratégia de sobrevivência de *Panicum maximum* cv. tanzânia sob pastejo rotacionado. *Archivos de Zootecnia* 56 (214): 169-180.
- Costa JNMN, Durigan G (2010). *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): Invasora ou ruderal? *Revista Árvore* 34 (5): 825-833.
- Chase A (1944). Grasses of Brazil and Venezuela. *Agriculture in the Americas* 4 (7): 123-126.
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87.
- D'Antonio CM, Chambers JC (2006). Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species". In: *Restoration Ecology*. DA Falk, MA Palmer, JB Zedler, editado por RJ Hobbs. 340p.
- Dias J (2011). Espécies invasoras em sítios de restauração de Floresta Estacional. Dissertação de Mestrado de Ciências Biológicas/Botânica da Universidade Estadual de Londrina, PR. Brasil. 52p.
- Dias J, Mantoani MC, Baptista R, Fonte MAMA, Holdefer D, Torezan JMD (2013). Invasive alien plants in Brazil: a nonrestrictive revision of academic works. *Natureza e Conservação* 11: 31-35.
- Ellsworth LM (2012). Improved wildfire management in *Megathyrsus maximus* dominated ecosystems in Hawaii. PhD Thesis University of Hawaii at Manoa, Hawaii. 135p.
- Epstein E, Bloom A (2006). Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas. 2ª ed. 402p.

- Firn J, House AP, Buckley YM (2010). Alternative states models provide an effective framework for invasive species control and restoration of native communities. *Journal of Applied Ecology* 47: 96-105.
- Goodenough AE (2010). Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the “native good, alien bad” philosophy. *Community Ecology* 11 (1): 13-21.
- Hoffmann WA, Haridasan M (2004). The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33:29-36.
- Hooper E, Condit R, Legendre P (2002). Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12 (6): 1626-1641.
- Kissmann KG (1997). *Plantas infestantes e nocivas*. São Paulo: 825 p.
- Lockwood L, Hoopes MF, Marchetti MP (2007). *Invasion ecology*. Blackweel publishing. Austrália, 304 p.
- Magnago LFS, Martins SV, Venzke TS, Ivanauskas NM (2012). Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*, Martins SV. 1ªed. 293p.
- Mantoani MC, Andrade GR, Cavalheiro AL, Torezan JMD (2012). Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde* 33 (1): 97-110.
- Marschner H (1998). Role of root growth, arbuscular mycorrhiza, and root exudates for the efficiency in nutrient acquisition. *Field Crops Research* 56: 203-207.
- Mason TJFK, Lonsdale WM (2009). Review: do graminoid and woody invaders have different effects on native plant functional group? *Journal of Applied Ecology* p. 426-433.
- Moro MF, Souza VC, Oliveira-Filho AT, Queiroz LP, Fraga CN, Rodal MJN, Araújo FS, Martins FR (2012). Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta Botanica Brasilica* 26 (4): 991-999.
- Muthukumar T, Sha L, Yang X, Cão M, Tang J, Zheng EZ (2003). Distribution of roots and arbuscular mycorrhizal associations in tropical forest types of Xishuangbanna, southwest China. *Applied Soil Ecology* 22: 241-253.
- Parsons JJ (1972). Spread of African pasture grasses to the American tropics. *Journal of Range Management* 25:12-17.
- Pereira LCSM, Oliveira CCC, Torezan JMD (2013). Woody species regeneration in atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. *Natureza & Conservação* 11 (2): 138-144.

- Pivello VR (2008). Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia Info* 33.
- Silva SAF (1968). Contribuição ao estudo do "Capim Colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*). *Vellozia* 6: 3-8.
- Silva SAF (1969). Contribuição ao estudo do "Capim Colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II - Considerações sobre sua dispersão e seu controle. *Vellozia* 7: 3-21.
- Souza FM, Batista JLF (2004). Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191: 185-200.
- Stipp N (2002). Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em: ME Medri, E Bianchini, OA Shibatta, JA Pimenta. A bacia do rio Tibagi. Londrina. 595p.
- Torezan JMD (2002). Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. p. 103-107 em: ME Medri, E Bianchini, OA Shibatta, JA Pimenta. A bacia do rio Tibagi. Londrina. 595p.
- Zangaro W, Alves RA, Lescano LE, Ansanelo, AP, Nogueira MA (2012). Investment in fine roots and arbuscular mycorrhizal fungi decrease during succession in three Brazilian ecosystems. *Biotropica* 44 (2): 141-150.
- Zimmerman JK, Pascarella JB, Aide TM (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8 (4): 350-360.

**Apêndice I.** Espécies regenerantes arbóreas em 12 reflorestamentos com fins de restauração de Floresta Atlântica no sul do Brasil, que tem a presença de *M. maximus* em seus sobosques. Onde, G: grupo sucessional; P: pioneiras; NP: não-pioneiras; E: exóticas; \*espécies utilizadas no plantio inicial. Lista atualizada de acordo com a Flora do Brasil, 2014.

<b>Família</b>	<b>Nome Científico</b>	<b>Nome Comum</b>	<b>G.</b>
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guarita	NP
	<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	Bugreiro	P
	<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	E
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi (*)	Aroeira-vermelha	P
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> (A. DC.) Miers (*)	Leiteiro	NP
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman.	Gerivá	NP
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Alecrim-do-campo	P
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. Ex Kunth	Amarelinho	E
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Café de bugre	NP
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud. (*)	Louro-pardo	NP
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume (*)	Trema	P
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	Sete-copas	E
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.(*)	Tapiá	NP
	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (*)	Capixingui	P
	<i>Croton urucurana</i> Baill. (*)	Sangra-d'água	P
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Leiteirão	NP
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Branquilho	NP
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.(*)	Monjoleiro	NP
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart (*)	Farinha-seca	NP
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan (*)	Angico-vermelho	NP
	<i>Bauhinia forficata</i> Link (*)	Pata-de-vaca	NP
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong (*)	Timburi	NP
Fabaceae	<i>Inga striata</i> Benth.(*)	Ingá	NP
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Tozzi & H.C.Lima	Feijão-cru	NP
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Maricá	NP
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth). Brenan (*)	Angico	NP
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. (*)	Canafístula	NP
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.(*)	Pau-jacaré	NP
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul. (*)	Amendoim	NP
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby (*)	Pau-cigarra	P
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	E
	Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. (*)	Tamanqueiro
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. McBride	Canela-do-brejo	NP
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart. (*)	Anzol-de-lontra	NP
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl. (*)	Louro branco	P
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna (*)	Paineira	NP
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. (*)	Mutambo	P
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> L. (*)	Jangadeiro	P
Meliaceae	<i>Luehea</i> sp.(*)	Açoita-cavalo	NP
	<i>Guarea guidonia</i> L.	Guarea	NP
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss	Marinheiro	NP
	<i>Melia azedarach</i> L.	Santa-bárbara	E
Moraceae	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Triquília	NP
	<i>Ficus</i> sp.	Figueira	NP
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.(*)	Amoreira-branca	NP
Myrsinaceae	<i>Myrsine</i> sp.	Capororoca	NP
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	NP
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-preta	NP

**Apêndice I.** Espécies regenerantes arbóreas em 12 reflorestamentos com fins de restauração de Floresta Atlântica no sul do Brasil, que tem a presença de *M. maximus* em seus sobosques. Onde, G: grupo sucessional; P: pioneiras; NP: não-pioneiras; E: exóticas; \*espécies utilizadas no plantio inicial. Lista atualizada de acordo com a Flora do Brasil, 2014.

<b>Família</b>	<b>Nome Científico</b>	<b>Nome Comum</b>	<b>G.</b>
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	E
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jambolão	E
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy (*)	Primavera	NP
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms (*)	Pau-d'álho	NP
	<i>Phytolacca dioica</i> L. (*)	Cebolão	P
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Piper	P
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. Ex R. Br.	Grevílea	E
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins (*)	Sobrasil	NP
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Ameixa-amarela	E
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb	Pessegueiro	NP
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.	Mamica	NP
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St-Hil., Cambess. & A. Juss.)	Vacum	NP
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Cuvantã	NP
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Cestrum	P
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Coerana	P
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop. (*)	Fumo-bravo	P
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul. (*)	Embaúba-branca	P
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Lixeira	NP
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (*)	Pau-viola	P

**Apêndice II.** Espécies ruderais em áreas de restauração de Floresta Atlântica no reservatório de Capivara, no sul do Brasil. Lista atualizada de acordo com a Flora Do Brasil, 2014.

<b>FAMÍLIA</b>	<b>ESPÉCIES</b>
	<i>Althernanthera tenella</i> Colla
<b>Amaranthaceae</b>	<i>Amaranthus hybridus</i> L.
	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.
<b>Apiaceae</b>	<i>Ciclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague var. <i>leptophyllum</i> .
<b>Apocynaceae</b>	<i>Asclepias curassavica</i> L.
	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.
	<i>Bidens pilosa</i> L.
	<i>Blainvillea acmella</i> (L.) Philipson
	<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.
	<i>Chromolanea laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.
	<i>Chromolanea maximilianii</i> ( Schrad.) R. M. King
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist
	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson
<b>Asteraceae</b>	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav
	<i>Gnaphalium coarctatum</i> Willd.
	<i>Hypochaeris</i> sp.
	<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich. ex Pers.) DC.
	<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason
	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass
	<i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze
	<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.
	<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron. & Kuntze
	<i>Tridax procumbens</i> L.
	<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H. Rob.
	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.
<b>Brassicaceae</b>	<i>Raphanus sativus</i> L.
<b>Commelinaceae</b>	<i>Commelina benghalensis</i> L.
<b>Convolvulaceae</b>	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth
	<i>Ipomoea</i> sp.
<b>Cucurbitaceae</b>	<i>Momordica charantia</i> L.
	<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth
<b>Cyperaceae</b>	<i>Cyperus</i> sp.
	<i>Pycneus</i> sp.
	<i>Croton glandulosus</i> L.
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.
	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.
	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton
<b>Fabaceae</b>	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene
	<i>Chamaecrista nictitans</i> subsp. <i>patellaria</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby
	<i>Crotalaria pallida</i> Aiton
	<i>Crotalaria micans</i> Link
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.

**Apêndice II.** Espécies ruderais em áreas de restauração de Floresta Atlântica no reservatório de Capivara, no sul do Brasil. Lista atualizada de acordo com a Flora Do Brasil, 2014.

<b>FAMÍLIA</b>	<b>ESPÉCIES</b>
	<i>Desmodium incanum</i> DC.
<b>Fabaceae</b>	<i>Senna uniflora</i> (Mill.) H.S. Irwin & Barneby
<b>Lamiaceae</b>	<i>Leonorus sibiricus</i> L. <i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.
	<i>Malvastrum coromandelianum</i> Garcke
	<i>Sida acuta</i> Burm. F.
	<i>Sida cordifolia</i> L.
<b>Malvaceae</b>	<i>Sida rhombifolia</i> L. <i>Sida spinosa</i> L. <i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq. <i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.
<b>Phyllanthaceae</b>	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.
	<i>Andropogon bicornis</i> L.
	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R. D. Webster
	<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.
	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Ness) Stapf
	<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka
<b>Poaceae</b>	<i>Cenchrus echinatus</i> L. <i>Chloris elata</i> Desv. <i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde <i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop. <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn. <i>Paspalum repens</i> P.J. Bergius <i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen <i>Sorghum arundinaceum</i> (Desv.) Stapf
<b>Polygonaceae</b>	<i>Polygonum convolvulus</i> L.
<b>Rubiaceae</b>	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes
<b>Sapindaceae</b>	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.
<b>Solanaceae</b>	<i>Solanum americanum</i> Mill. <i>Solanum viarum</i> Dunal
<b>Urticaceae</b>	<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gaudich
<b>Verbenaceae</b>	<i>Lantana trifolia</i> L.

## Normas: Restoration Ecology

### Author Guidelines

#### Manuscripts categories

**Research Articles** (<5000 words) that present research on restoration and ecological principles that help explain restoration processes, and on the socio-ecological aspects of restoration. Should have a deep theoretical framework and focus less on single case studies

**Setbacks and Surprises Articles** (<5000 words) that document setbacks and surprise findings encountered during restoration research

**Technical Reports** (<3000 words) that describe pioneer techniques likely to be of use to other practicing restorationists. Best where case studies are the main scope of interest, as opposed to more generalisable practice. Should have a much briefer introduction, i.e. focus on the rationale rather than a deeper theoretical framework.

**Review Articles\*** (<5000 words) that comprehensively summarize the literature on specialized aspects of restoration

**Opinion Articles\*** (<3000 words) that provide well-argued commentary or analysis and may be more speculative than research articles, but documented by literature

\* Please consult the Managing Editor and Editor-in-Chief about your ideas before submitting these types of articles - they normally should be of high scientific level.

**Book Reviews** are solicited by the Book Review Editor, Prof Jelte van Andel ([j.van.andel@rug.nl](mailto:j.van.andel@rug.nl)). All books for possible review should be sent directly to him

#### Manuscript Submission

Submission of a manuscript and any revision to Restoration Ecology implies that:

- the work is original and may be screened for content published elsewhere and other sources of information
- the work has not been published before and it is not being considered for publication elsewhere
- all authors have contributed sufficiently to the work, take responsibility for appropriate sections of it and agree to be listed
- the work and its submission to publication have been approved by all authors, institutions and authorities directly involved
- the work complies with institutional, national and international laws and ethics guidelines on animal/endangered species
- manuscripts will be assessed and sent out for peer review only at the discretion of the Editors
- suggested reviewers must not have close relationships with any of the authors, and the identity of reviewers is kept confidential
- accepted manuscripts will be published under Wiley terms of publication (see below for conditions of copyright transfer OnlineOpen options).

Submit your manuscripts via [mc.manuscriptcentral.com/rec](http://mc.manuscriptcentral.com/rec). In case of difficulty, you may alternatively submit directly to the [Editorial Office](#). **You should submit:**

1. **cover letter** with any relevant information (e.g. invited manuscript, manuscript for special issue/section, responses to reviewers' comments in case of resubmission of a manuscript rejected by the journal)
2. **manuscript as single file inclusive of tables, figures and captions**; editable/source files only (MS Word preferred)
3. **digital supplements**, if any, **as a separate file**

Any queries should be directed to Dr Valter Amaral, Managing Editor ([vlamaral@ciencias.ulisboa.pt](mailto:vlamaral@ciencias.ulisboa.pt)).

## Manuscript Preparation

Please consult recent publications of the journal and the Restoration Ecology Style Guide for details and guidance.

**General:** number all pages and lines consecutively, use double line spacing and US English spelling and avoid hyphenation and footnotes. Preferred format is MS Word with no style tags. Make sure to report all relevant sampling and statistical details (e.g. number of replicates, df, statistical power, etc).

**Title:** Make use of Search Engine Optimization (SEO); make a brief description of the work and incorporate a key phrase related to your topic; include words useful for indexing and information retrieval within the first 65 characters

**Running head:** provide a shortened title (3 to 6 words)

**Authors and addresses:** clearly identify the corresponding author and respective email address; for each author provide full address with zip or postal code and current address, if applicable

**Author contributions:** (<50 words) briefly indicate the specific contribution of each author (use initials) to the published work. E.g.: ‘SM, VA, CN conceived and designed the research; VA performed the experiments; SM, VA analyzed the data; AM, CN contributed reagents/materials/analysis tools; SM, VA, CN wrote and edited the manuscript’. Those who contributed to the work but do not qualify for authorship should be listed in the acknowledgments.

**Abstract:** (<250 words) state the goals, methods, principal results and major conclusions of the work. Use SEO; incorporate popular scientific search terms (e.g. Google Trends, Google Adwords key words tool) that another researcher might search on to find your article; repeat your popular key words and phrases 3-4 times throughout the abstract in a natural, contextual way (note that excessive repetition may result in search engines un-indexing your article)

**Key words:** alphabetically list 5 to 8 key words useful for indexing and information retrieval. Include the key words and phrases you repeated in the abstract but do not duplicate words in the title.

**Highlights:** (<120 words) provide the applicable following summary in bullet point and plain English. Do not give a summary of your work or highlights without appropriate relevance.

Implications for Practice - For research-based articles summarize the key findings with relevance for practical purposes; particularly important for articles that are technique driven

Conceptual Implications - For theoretical-based articles, summarize the key and novel interpretation/perspectives on conceptual paradigms and theoretical frameworks.

**Word count:** all text from the first word of the Introduction through the last word of the Literature Cited; it excludes legends for tables and figures and the body of tables.

**Text:** the main text should be organized as: Introduction, Methods, Results, Discussion. Review and Opinion articles do not necessarily have to follow this structure. Consider using subheadings to improve readability and flow; incorporate your popular key words and phrases in these subheadings as appropriate. Cite only the most pertinent references.

In-line citations - use chronological order, '&' instead of 'and' for citations with 2 authors, 'et al.' in regular font, no comma before the year, and separate citations with semicolon. Identify unpublished studies and include affiliation on personal communications. Examples: “... have been shown (Johnson & Van Hoot 2005; Cairns 2008; Plafkin et al. 2009)”, “... according to Cutting & Hough-Goldstein (2013)...”, “(R. Davis 2009, Harvard University, Boston, MA, personal communication)”.

Scientific names - use italics, provide common name (if unavailable, give family name) in parentheses on first appearance and consistently use either the scientific or common name thereafter. Genus name can be abbreviated after first appearance.

**Acknowledgements:** briefly give credit to other people who have made a contribution to the study and list all relevant grant numbers.

**Literature Cited:** see examples below. Only include articles that have been published or are 'in press'. Citation of theses, reports and web-based information is only acceptable when no other source of information is available, and URLs must be provided. *Restoration Ecology* citation style is available [here](#) or at [www.endnote.com/support/enstyles.asp](http://www.endnote.com/support/enstyles.asp).

**Periodicals:** Kroeker KJ, Micheli F, Gambi MC (2013) Ocean acidification causes ecosystem shifts via altered competitive interactions. *Nature Climate Change* 3:156-159

McIntosh TE, Rosatte RC, Hamr J, Murray DL (2014) Patterns of mortality and factors influencing survival of a recently restored elk population in Ontario, Canada. *Restoration Ecology* (in press)

**Books:** Myers JL, Well AD (2002) *Research design and statistical analysis*. Lawrence Erlbaum Associates, Philadelphia, Pennsylvania

**Articles/sections from books, conference papers, etc:** Leverenz JW, Lev DJ (1987) Effects of carbon dioxide-induced climate changes in the natural ranges of six major commercial tree species in the western United States. Pages 123-155 In: Shands WE, Hoffman JS (eds) *The greenhouse effect, climate change, and U.S. forests*. The Conservation Foundation, Washington, D.C

McKneeley JA (1995) The interaction between biological diversity and cultural diversity. International Conference on Indigenous Peoples, Environment, and Development, Zurich, 15-18 May 1995. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland

Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (1989) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macro-invertebrates and fish. EPA/444/ 4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

**Dissertations:** Newmark WD (1986) Mammalian richness, colonization and extinction in western North American national parks. PhD Dissertation, University of Michigan, Ann Arbor

**Websites:** National Oceanic and Atmospheric Administration (2006-2010) National Climatic Data Center <http://www.erh.noaa.gov/iln/climate.htm> (accessed 13 February 2010)

**Illustrations:** All illustrations, including lettering, should be capable of 66 to 50% reductions without loss of clarity or legibility. Tables, figures and captions should be uncluttered and self-explanatory. All abbreviations and terms unique to your paper must be defined in the caption; common statistical notations do not need to be defined. Include statistical significance directly on tables and figures whenever possible. Visit the [instructions on preparing the illustrations](#) for details. Submit your manuscript as a single file inclusive of tables, figures and captions.

**Tables** - use double-space and horizontal lines only. Do not duplicate information in the text or figures

**Figures** - includes line drawings and photographs and should be supplied to fit within either a single column or across the full page. Relevant photographs of research sites are encouraged. Submit photographs as separate figures or in sets with a narrow white border between each

**Cover photographs** - You are invited to submit high-resolution color photographs with credit and a descriptive legend for possible use in the issue cover of the Journal

**Digital supplements:** for supporting but ancillary information such as additional tables, data sets, figures, movie files, audio clips, 3D structures, etc. Provide supporting information in the desired final format (it will be published as is and no proof will be made available) and with a descriptive caption, and cite it within the main text of the manuscript. Please visit the [information on recommended file types and requirements](#) for details.

### **CAPÍTULO 3: Crescimento de *Megathyrsus maximus* (capim-colonião) e duas espécies nativas arbóreas em diferentes condições ambientais**

Artigo a ser submetido à Revista Floresta

#### **Resumo**

Em um experimento em casa de vegetação, objetivou-se verificar diferenças no crescimento de *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (capim-colonião), e de duas espécies nativas, *Heliocarpus popayanensis* Kunth (jangadeiro) e *Poecilanthe parviflora* Benth. (coração-de-negro) em quatro níveis de sombreamento, três níveis de fertilidade do solo e duas situações hídricas. O capim cresceu mais nos vasos com maior fertilidade e sob menores sombreamentos, enquanto a biomassa do capim variou em função da interação entre o sombreamento, a fertilidade do solo e a disponibilidade hídrica. Ainda, a altura e a biomassa da gramínea foram maiores nos vasos em presença de *H. popayanensis*, que apresentou morte em alguns destes. O crescimento de *H. popayanensis* foi dependente da fertilidade do solo, já as variações no diâmetro do colo e o número de folhas não estiveram relacionados com os fatores analisados. Para *P. parviflora* o crescimento foi explicado pela interação entre o sombreamento, a fertilidade do solo e a disponibilidade hídrica, enquanto as variações no diâmetro do colo responderam à fertilidade, e o número de folhas pela interação entre o sombreamento e a disponibilidade hídrica. Estes resultados apontam para uma heterogeneidade nas interações entre a gramínea e as arbóreas nativas.

**Palavras-chave:** Fertilidade do solo, *Heliocarpus popayanensis* Kunth, *Panicum maximum* Jacq., *Poecilanthe parviflora* Benth, sombreamento.

## INTRODUÇÃO

As espécies exóticas invasoras (EEI) podem provocar a exclusão dos espécimes plantados em reflorestamentos pela competição, além de poder alterar a forma com que os nutrientes circulam no meio (LOCKWOOD *et al.*, 2007). Em áreas de restauração florestal as EEI são consideradas um grande problema, especialmente nas fases iniciais do plantio (GONÇALVES *et al.*, 2003), estando entre os principais desafios para o manejo ambiental e as práticas de restauração (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006). Assim, as EEI podem servir como barreira para a regeneração natural das espécies nativas (ENGEL; PARROTA, 2003; MANTOANI *et al.*, 2012), interferindo desta forma nos objetivos e aumentando os esforços/gastos com a restauração.

A gramínea africana *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (capim-colômbio) é exemplo eloquente destas invasoras e apresenta elevada capacidade competitiva, alta produtividade e grande capacidade reprodutiva, associada a grande longevidade das sementes (SILVA, 1969). Ainda que se saiba que com o avanço da sucessão em florestas secundárias, haja um aumento do número dos indivíduos arbóreos e uma tendência de redução das EEI (BAIDER *et al.*, 2001), *M. maximus* apresenta grande capacidade de persistência em áreas em início de sucessão ou com presença elevada de espécies decíduas e pode prejudicar o desenvolvimento do ecossistema florestal (SOUZA; BATISTA, 2004).

Além da presença das EEI, podem existir outras limitações para o desenvolvimento dos regenerantes nativos nestes ambientes, tais como o sombreamento, a disponibilidade de água (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006) e a fertilidade do solo (MALAVOLTA, 1989), que podem ser essenciais para a germinação das sementes e o desenvolvimento ou estabelecimento das plântulas. Quanto a estes fatores, Winter (1976) e D'Antonio e Chambers (2006) citam que a capacidade de absorção de água pelo solo e pela planta e a capacidade de

campo são importantes para se testar a competição e resistência das espécies nativas em presença de plantas invasoras.

Existem vários estudos que relacionam as concentrações de nutrientes no solo com a abundância e biomassa de espécies exóticas (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006), bem como, especificamente para *M. maximus* (OLIVEIRA *et al.*, 2013) em diferentes níveis de sombreamento (CASTRO *et al.*, 2001; MATTA *et al.*, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2013) e disponibilidade de água (CUNHA *et al.*, 2007). No entanto, estes últimos trabalhos são voltados para o melhoramento da gramínea invasora como forrageira, desta forma compreender como esta interage com as espécies nativas ainda é um desafio pela perspectiva da restauração ecológica.

Elucidar de que forma estes fatores (*i.e.*, sombreamento, fertilidade de solo com a disponibilidade de nutrientes e água) interferem no desenvolvimento das plantas nativas e exóticas pode auxiliar no manejo de áreas de restauração, uma vez que o controle da competição por plantas ruderais e/ou exóticas invasoras é uma das maiores fontes de custo e causa freqüente de insucessos nestas áreas (SAMPAIO *et al.*, 2007). Ainda, as EEI podem interferir na regeneração natural das espécies nativas (MANTOANI *et al.*, 2012) e servir de combustível para incêndios (ELLSWORTH, 2012), podendo comprometer as ações de restauração florestal.

As espécies arbóreas nativas devido às suas características intrínsecas, respondem de formas diferentes às condições ambientais, mas, de modo geral, podem ser classificadas como pioneiras e não-pioneiras (BUDOWSKY, 1965). As espécies que se estabelecem no início da sucessão florestal ou espécies pioneiras têm como características principais a germinação e crescimento acelerado a pleno sol, metabolismo intenso e alta capacidade de absorção de nutrientes, frequentemente com associações micorrízicas, a exemplo de *Heliocarpus popayanensis* Kunth (ALVES, 2012; ZANGARO *et al.*, 2012). Já as espécies típicas dos

estágios mais avançados da sucessão, ou não-pioneiras, como *Poecilanthe parviflora* Benth, podem germinar e desenvolver-se, ainda que por tempo limitado, em ambientes sombreados. Em geral apresentam sementes maiores e crescimento lento, quando comparadas às pioneiras (HOOPER *et al.*, 2002).

Desta forma, considerando o crescimento de *M. maximus* e de duas espécies nativas (*H. popayanensis* e *P. parviflora*) em diferentes níveis de sombreamento, fertilidade do solo e disponibilidade hídrica, buscou-se responder os seguintes questionamentos: (i) Existem condições de sombreamento, de nutrientes (fertilidade do solo) e disponibilidade hídrica em que *M. maximus* tem limitação para o crescimento? (ii) Como a disponibilidade de recursos (luminosidade, nutrientes e água) afeta o crescimento de espécies arbóreas nativas na presença de *Megathyrsus maximus*?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Delineamento Experimental**

O experimento foi conduzido em casa de vegetação no Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas da Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR. Foram montados oito blocos, cada qual com 30 vasos com capacidade volumétrica de cinco litros, que foram preenchidos com substrato-base, onde foram cultivados *M. maximus* (capim-colônia) e uma espécie nativa, sendo esta uma pioneira, *H. popayanensis* (jangadeiro), ou uma não-pioneira, *Poecilanthe parviflora* Benth. (coração-de-negro). Estes vasos estiveram divididos em quatro níveis de sombreamento, três de disponibilidade de nutrientes (fertilidade de solo) e dois de irrigação, sendo empregados 48 tratamentos com cinco repetições, totalizando 240 vasos, distribuídos por sorteio.

Para o sombreamento foram utilizadas telas de propileno (“sombrite”), sobre uma estrutura de 1m de altura. Os quatro níveis foram determinados de acordo com a literatura

(CASTRO *et al.*, 1999; ANDRADE *et al.*, 2004; MATTA *et al.*, 2008; FERREIRA *et al.*, 2010), sendo de 30% (sombra fraca), 50% (sombra moderada), 80% e 90% (sombra intensa). Os níveis de sombreamento foram obtidos por sobreposição de telas e a sombra aferida por meio de medidas com um fotômetro de radiação fotossinteticamente ativa Licor LI-250.

Para os três tipos de solo, foram considerados três níveis, com diferentes concentrações de nutrientes, sendo um com baixa fertilidade e disponibilidade de nutrientes, ou controle (CON), outro intermediário em que foi realizada apenas a calagem deste solo (CAL), e o terceiro onde foi feita a calagem do solo e acréscimo de fosfato (FOS). Os valores foram determinados por meio de análises químicas de rotina no Laboratório de Solos do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) de acordo com Pavan *et al.* (1992) (Tabela 1).

**Tabela 1** - Solos utilizados no experimento. CON: nos quais não foram feitas correções ou adições de fertilizantes; CAL: realização de calagem; FOS: realização da calagem e adição de fosfato.

Variáveis	CON	CAL	FOS
Cálcio (Ca) Cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup>	0,5	2,0	2,3
Magnésio (Mg) Cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup>	0,1	0,6	0,9
Potássio (K) mg.dm <sup>3</sup>	0,05	0,03	0,05
Fósforo disponível (P) mg.dm <sup>3</sup>	0,5	0,8	26,2
Saturação por Bases (V %)	16,8	59,2	61,8
Ph em CaCl <sub>2</sub>	4,4	6,3	6,6
Acidez Potencial	3,1	1,9	1,9

Foram considerados dois níveis de irrigação, em um destes foi mantida a capacidade de campo, com umidade em torno de 70% (CC), enquanto no outro o substrato foi mantido em déficit hídrico, com cerca de 30% de umidade (TEODORO *et al.*, 2002; CUNHA *et al.*, 2007), esse déficit foi caracterizado como estresse hídrico (EH). Os vasos foram irrigados de acordo com a necessidade, verificada com medições do sensor dielétrico de umidade (S-TMB-M006), acoplados a estações meteorológicas Hobo H21 002 (Onset Computer).

As sementes das duas espécies arbóreas nativas (*H. popayanensis* e *P. parviflora*) foram colocadas para germinar e ao atingir o estágio de plântula foram transplantadas para os

vasos. Após o estabelecimento das nativas, *M. maximus* foi semeado e com a emergência, cinco perfilhos da gramínea foram mantidos por vaso.

Foram realizadas verificações mensais durante três meses para o acompanhamento do desenvolvimento das espécies arbóreas e da gramínea. Das espécies nativas, foram mensurados: a altura, o diâmetro do colo e o número de folhas. Já a altura da gramínea foi medida de acordo com o maior perfilho e a biomassa seca aérea foi verificada pelo método destrutivo, ao término do experimento, com o material levado à estufa e seco a 85°C até atingir peso constante e posteriormente sendo aferido em balança analítica de precisão.

### **Análise dos Dados**

O crescimento em altura de *M. maximus* foi tratado como dependente do sombreamento, da fertilidade do solo, da disponibilidade hídrica e da presença das espécies arbóreas nativas.

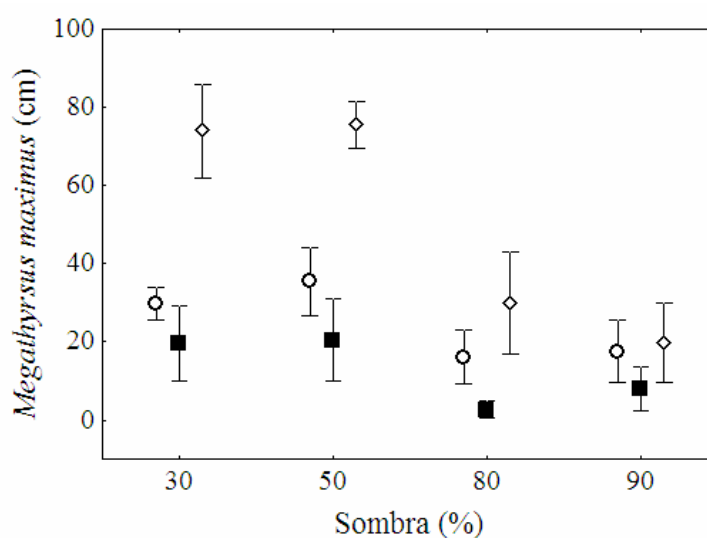
Já o crescimento das espécies nativas, representado pela altura, diâmetro do colo e número de folhas, foi tratado como dependente das variáveis abióticas categóricas (níveis de sombreamento, fertilidade do solo e disponibilidade hídrica) e da altura e biomassa do capim-colonião.

Como as variáveis dependentes não apresentaram homocedasticidade (pelo teste de Levene) foi utilizado para análise dos dados o Modelo Linear Generalizado (GLM).

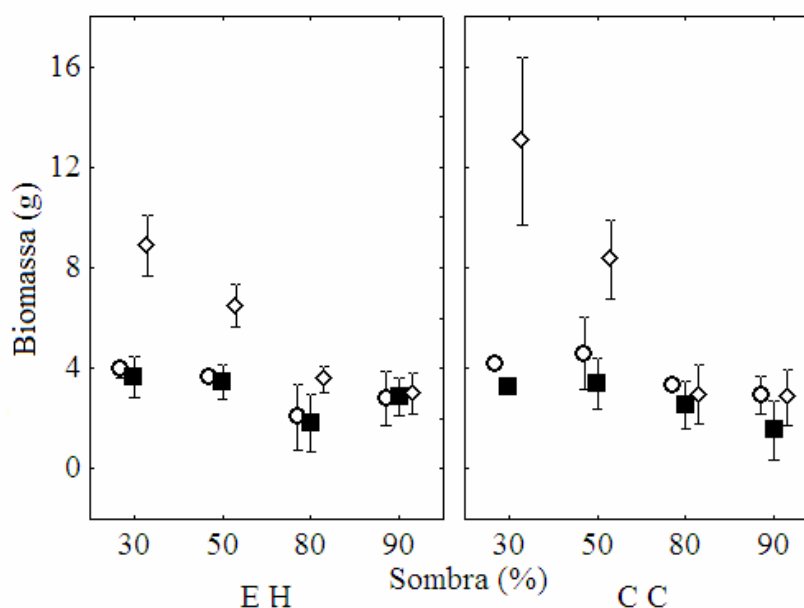
### **Resultados e Discussão**

As plantas estão expostas a gradientes de variação de estresse ambiental, mas o crescimento ótimo se daria apenas sob certas condições de sombreamento, fertilidade de solo, disponibilidade hídrica, entre outras (KOZLOWSKI; PALLARDY, 1997). Ao considerar as interações entre todos os fatores analisados, a disponibilidade hídrica não explicou a variação

no crescimento em altura de *M. maximus*, sendo esta maior nos solos com maior fertilidade (FOS) e nos menores sombreamentos (GLM,  $F=9,065$ ;  $p=0,00000009$ ) (Figura 1). No entanto, a variação do acúmulo de biomassa da gramínea invasora (Figura 2) foi explicada pela interação entre o sombreamento, a fertilidade de solo e a disponibilidade hídrica (GLM,  $F=4,257$ ;  $p=0,0004$ ), apresentando resposta similar ao crescimento em altura da gramínea. De fato *M. maximus* é uma gramínea adaptada a solos de alta fertilidade, amplamente utilizada em pastagens no Brasil e que responde à fertilização (COSTA *et al.*, 2004; FYNN *et al.*, 2005 e JANK *et al.*, 2010).



**Figura 1** - Crescimento em altura de *Megathyrsus maximus* em diferentes níveis de sombreamento e fertilidade de solo. ■ (CON): baixa fertilidade, não foram realizadas correções de acidez ou adição de nutrientes; ○ (CAL): calagem; ◇ FOS: calagem e a adição de fósforo. As barras representam o erro padrão.



**Figura 2** - Biomassa de *Megathyrsus maximus* em diferentes níveis de sombreamento, fertilidade de solo e dois níveis de irrigação. ■ (CON): baixa fertilidade onde não foram realizadas correções de acidez ou adição de nutrientes; ○ (CAL): calagem; ◇ (FOS): calagem e a adição de fosfato. EH: estresse hídrico; CC: capacidade de campo. As barras representam o erro padrão.

A fertilização do solo tem sido bastante empregada nas práticas de restauração devido aos seus efeitos positivos sobre o crescimento das árvores utilizadas nos reflorestamentos. No entanto, a ocorrência generalizada de EEI de crescimento rápido e que respondem à fertilização, tem colocado esta prática em dúvida, pois podem favorecer o crescimento de espécies indesejadas (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006), e estas podem interferir na regeneração natural de espécies nativas e comprometer a restauração florestal (AMMONDT; LITTON, 2012, MANTOANI *et al.*, 2012).

Outra característica de *M. maximus* que já foi reportada na literatura é a tolerância ao sombreamento (CASTRO *et al.*, 1999; ANDRADE *et al.*, 2004; FERREIRA *et al.*, 2010). Ao estudar o crescimento desta gramínea em diferentes níveis de sombreamento, Matta *et al.* (2008) e Medillina-Salinas *et al.* (2013) encontraram maior estabelecimento em 75% de sombra, quando comparado a níveis de sombreamento moderado e até mesmo a pleno sol, indicando-a para o uso em sistemas silvipastoris ou agrosilvipastoris. Entretanto, no presente estudo, foi encontrado que o crescimento em altura de *M. maximus* diminuiu com o

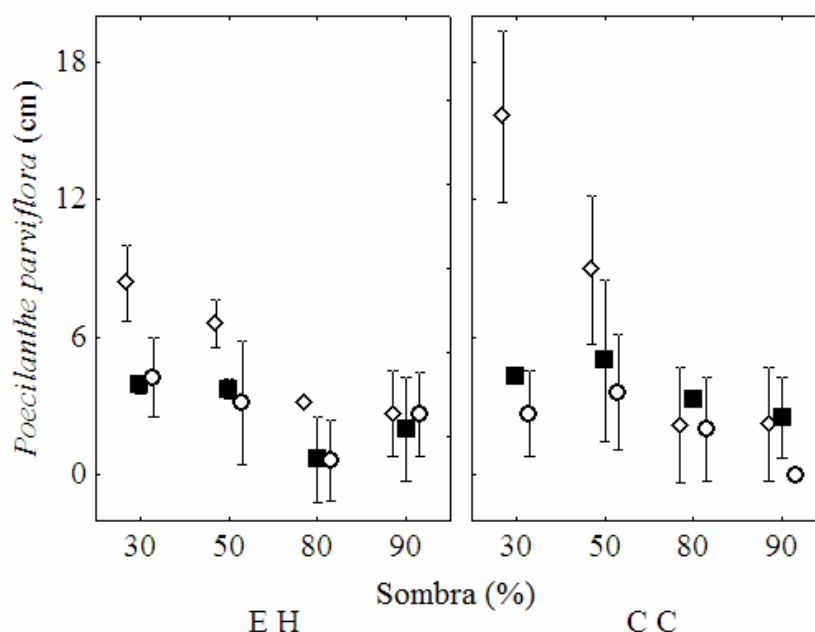
sombreamento. Porém o crescimento foi maior nos solos com maior fertilidade (FOS) em todos os níveis de sombra, quando comparados aos solos do controle e da calagem. Mesmo o crescimento sendo menor nos níveis intensos de sombreamento, tal fato é preocupante, visto que em áreas de restauração florestal dificilmente a cobertura de dossel ultrapassa 80% de sombra, o que seria uma condição próxima do máximo observado para a Floresta Estacional Semidecidual (BIANCHINI *et al.*, 2001).

De acordo com Eriksen e Whitney (1981) e Castro *et al* (2001) gramíneas forrageiras quando cultivadas em sombra apresentam maior concentração de nutrientes nas folhas e caules, quando comparadas às em pleno sol. Desta maneira, neste experimento, sombreamentos intensos de 80% e 90% e solos férteis (FOS) podem ter favorecido o acúmulo de nutrientes nos colmos e folhas de *M. maximus* e o crescimento da gramínea nestas condições.

Quanto à disponibilidade de água, para Scalon *et al.*, (2011) para a maioria das espécies vegetais há redução da taxa fotossintética, associada ao fechamento estomático, redução da transpiração e a maior possibilidade de morte por desidratação em condições de estresse hídrico. Em ambientes que passam periodicamente por períodos de déficit de água algumas plantas com metabolismo C4 podem desenvolver adaptações para resistir a esse estresse e *M. maximus* apresenta estes mecanismos de adaptação ao déficit hídrico (VOLTMAN *et al.*, 2006; JANK *et al.*, 2010). Entretanto, nestas condições, o capim-colonião apresenta menor crescimento em altura e acúmulo de biomassa (DIAS-FILHO *et al.*, 1989). Com efeito, quando não houve restrição de água, os incrementos em biomassa foram maiores nos sombreamentos de 30% e 50% e em solos mais férteis (FOS). Para os solos com menor fertilidade (CON e CAL), não houve diferenças entre os incrementos em biomassa nos diferentes níveis de sombreamento, independente da capacidade hídrica.

Ao considerar o crescimento de *M. maximus* em presença de *Heliocarpus popayanensis* e *Poecilanthe parviflora*, as variações tanto da altura (GLM,  $F=3,679$ ;  $p=0,001$ ) quanto da biomassa (GLM,  $F=6,148$ ;  $p=0,0005$ ) da gramínea, se relacionaram com os níveis de sombreamento e com a presença das duas espécies nativas. O capim-colonião teve menor crescimento em altura nos sombreamentos de 80% e 90%, de forma independente do crescimento de *H. popayanensis* ou de *P. parviflora*. Já a biomassa foi menor nos vasos sob sombreamentos intensos (80% e 90%) e na presença de *P. parviflora* (Figura 3).

Quanto às espécies nativas, houve 40% de mortalidade de *H. popayanensis*, principalmente nos vasos com solos de maior fertilidade (FOS) e sombreamentos de 30% e 50%, nos quais houve maior crescimento do capim-colonião. As espécies pioneiras em geral, como *Heliocarpus popayanensis*, apresentam crescimento rápido e alta capacidade de absorção de nutrientes (ALVES, 2012; ZANGARO *et al.*, 2012). Além disso, devido ao metabolismo intenso, essas possuem maior exigência nutricional quando comparadas com as espécies não-pioneiras, e para suprirem essa demanda, possuem mais raízes finas, com grande capacidade de absorção, diferentemente das plantas de metabolismo mais lento (COMAS; EISSENSTAT, 2004; ALVES, 2012; ZANGARO *et al.*, 2012). Esta característica poderia favorecer o crescimento da espécie pioneira em um primeiro momento, mas por estar na presença de *M. maximus*, foi comprometida devido à competição nas raízes por água e nutrientes.



**Figura 3** - Crescimento em altura de *Poecilanthe parviflora* em diferentes níveis de sombreamento (30%, 50%, 80% e 90%); três níveis de fertilidade do solo. ■ (CON): baixa fertilidade onde não foram realizadas correções de acidez ou adição de nutrientes, ○ (CAL): calagem, ◇ (FOS): calagem e a adição de fósforo; e dois níveis de irrigação (CC: capacidade de campo e EH: estresse hídrico). As barras representam o erro padrão.

Possivelmente nos vasos onde houve maior crescimento da gramínea, houve também maior acúmulo de biomassa radicular, pois para Dinardo *et al.* (2003) até os 190 dias do plantio de pastagens, *M. maximus* tem maior investimento em alocação de biomassa radicular do que acima do solo. Este maior incremento em biomassa de raízes pode dificultar a absorção de nutrientes pelas plantas nativas que apresentam raízes com pequeno diâmetro (ALVES, 2012), como visto com *H. popayanensis*. De fato, para Mason *et al.* (2009), as espécies que tem tamanho reduzido de sementes, como as pioneiras, são mais afetadas na competição com gramíneas exóticas invasoras, por não possuírem reservas em suas sementes (HOOPER *et al.*, 2002).

Como característica que poderia favorecer o crescimento das pioneiras, está a associação com micorrizas, que expandem os sítios de absorção de nutrientes e água em suas raízes (MARSCHNER, 1998; MUTHUKUMAR *et al.*, 2003; ALVES, 2012). Entretanto em solos com alta fertilidade esta relação simbiótica pode se tornar parasítica, onde a planta não é

beneficiada e o fungo ainda obtém carboidratos do hospedeiro (EPSTEIN; BLOOM, 2006), podendo levar a plântula à morte, fato que pode ter acontecido aos indivíduos de *H. popayanensis* nos vasos com alta fertilidade.

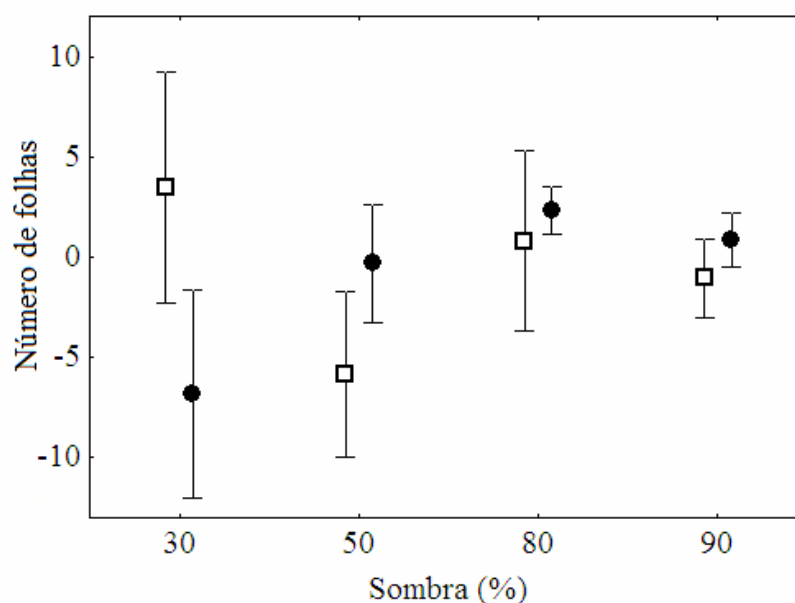
Ao excluir da análise as plântulas mortas de *H. popayanensis*, o crescimento médio em altura variou de 1,5- 14,5cm, apresentando estiolamento nos níveis de 80% e 90% de sombreamento, nos quais alguns indivíduos alcançaram até 30 cm de altura. Embora a maioria das espécies nativas pouco responda a incrementos bruscos de nutrientes no solo, as espécies pioneiras respondem mais que as não-pioneiras (RESENDE *et al.*, 1999). De fato houve maior crescimento médio em altura de *H. popayanensis* nos vasos com maior fertilidade do solo (GLM,  $F=12,986$ ;  $p=0,0001$ ). No entanto, não foi observado espessamento do caule e aumento do número de folhas em resposta a nenhum dos fatores analisados.

Quanto a espécie não-pioneira *P. parviflora*, não houve mortalidade em nenhuma das condições estudadas e o crescimento variou de 3-17,5cm em altura. Este crescimento foi explicado pela interação entre todos os fatores analisados (GLM,  $F=8,114$ ;  $p=0,00000001$ ). O maior crescimento médio em altura foi observado nos sombreamentos de 30% e 50%, em capacidade de campo e solos mais férteis. Em áreas irrigadas ou em capacidade de campo, as plantas lenhosas geralmente apresentam maior crescimento em altura, diâmetro de colo e de raízes do que em situações de estresse, e este crescimento é maior quando há a combinação de irrigação e adição de fertilizantes (KOZLOWSKY; PALLARDY, 1997). Ao mesmo tempo, plantas sujeitas a estresses hídricos por tempos prolongados apresentam geralmente tamanho reduzido em comparação as plantas que estão em capacidade de campo (KRAMER, 1972).

Já o diâmetro do colo de *P. parviflora* dependeu do sombreamento (GLM,  $F=3,863$ ;  $p=0,01$ ), sendo que nos mais intensos (80% e 90%) houve maior espessura do colo das plântulas. As plantas não-pioneiras geralmente apresentam crescimento lento com acúmulo de

nutrientes, resultando em maior diâmetro de colo e em folhas, quando comparado às pioneiras (RESENDE *et al.*, 1999; ALVES, 2012).

Enquanto o número de folhas de *P. parviflora* respondeu à interação entre o sombreamento e a disponibilidade hídrica (GLM,  $F=7,435$ ;  $p=0,0001$ ), sendo que o número de folhas das plântulas foi mantido nos vasos com maiores sombreamentos (80% e 90%) e sem restrição hídrica. Por outro lado, em condições de baixo sombreamento (30%) e em capacidade de campo, as plântulas perderam folhas (Figura 4).



**Figura 4** - Número de folhas de *Poecilanthus parviflora* em diferentes níveis de sombreamento e dois níveis de irrigação. ●: capacidade de campo; □: estresse hídrico. As barras representam o erro padrão.

A intensidade da competição por água entre espécies invasoras e plantas nativas, é menos conhecida do que a competição por nutrientes do solo (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006). No entanto, sabe-se que plantas nativas quando em escassez de água tendem a perder as folhas, e que *M. maximus* tolera o estresse hídrico (DIAS-FILHO *et al.*, 1989). Embora tenha ocorrido maior crescimento em altura de *P. parviflora* nos menores níveis de sombreamento, nestas condições houve também o maior crescimento em altura de *M. maximus*.

Possivelmente, a competição por água exercida pela gramínea, quando em capacidade de campo, possa ter resultado na perda foliar de *P. parviflora*. No estudo de Dinardo *et al.* (2003) sobre o efeito de *M. maximus* sobre o crescimento inicial de mudas de eucalipto para fins de agrossilvicultura, notaram que as plântulas mantêm o crescimento em altura e diâmetro de colo em presença da gramínea, mas perdem as folhas na base do caule, similar ao que foi encontrado para *P. parviflora* em capacidade de campo.

Diante disso, há maior crescimento de *M. maximus* quando há maior fertilidade do solo (FOS) e menor sombreamento (30% e 50%). Em condições de sombreamentos intensos (80% e 90%), embora com menor média de altura, ainda houve crescimento do capim-colonião, que é ainda menor na presença de *P. parviflora*. Entre as variações ambientais estudadas neste experimento (sombreamento, disponibilidade de nutrientes e de água) não houve limitações para o crescimento, a ponto de excluir *M. maximus* destas condições.

Ainda, a disponibilidade de recursos (luminosidade, nutrientes e água) afetou o crescimento das espécies arbóreas nativas na presença de *M. maximus* de formas diferentes. Nos vasos com maior fertilidade do solo (FOS), houve maior crescimento em altura da gramínea e houve também elevada mortalidade (40%) de *H. popayanensis*. Em contraponto, *P. parviflora* manteve o crescimento independente dos tratamentos, não apresentando nenhum indivíduo morto nos tratamentos.

Estes resultados apontam para uma heterogeneidade nas interações entre gramínea, as espécies arbóreas nativas e os recursos estudados (luz, água, nutrientes), de modo que diferentes espécies podem responder de forma diferente à invasão por *M. maximus*. Porém, para investigar esta possível heterogeneidade e detectar eventuais padrões, mais experimentações precisam ser conduzidas. Os resultados de mais ensaios podem contribuir para melhorar as técnicas de restauração indicando espécies que, como *P. parviflora*, podem crescer sob diferentes condições, sem serem afetadas pela presença da gramínea.

## **Conclusões**

O desempenho de *M. maximus* não depende da disponibilidade hídrica e esta espécie teve maior crescimento em altura e maior acúmulo de biomassa nos menores sombreamentos (30% e 50%) e nos solos com maior fertilidade, nos quais houve a calagem e adição de fosfato. No entanto, em condições de sombreamentos intensos (80% e 90%), houve menor acúmulo de biomassa de *M. maximus* nos vasos em presença da espécie arbórea nativa não-pioneira *Poecilanthe parviflora*. Nas mesmas condições em que houve maior crescimento da gramínea, houve também a mortalidade de *H. popayanensis*, enquanto *P. parviflora* manteve o crescimento em todos os tratamentos, possivelmente indicando que a gramínea exótica invasora tem maior vantagem competitiva sobre espécies pioneiras.

## **Agradecimentos**

A equipe do LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas), especialmente ao Edson M. Francisco e Odair C. Pavão. Ao apoio financeiro do CNPq a JMDT (processos 313854/2009-2 e 503836/2010-9), JD a CAPES.

## Referências Bibliográficas

- ALVES, R. A. J. 2012. **Produção, morfologia e colonização por micorriza arbuscular de raízes absorventes em diferentes estádios da sucessão na região de Londrina, PR, Brasil.** 100f. Dissertação de Mestrado de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, PR, Londrina, 2012.
- AMMONDT, S. A.; LITTON, C. M. Competition between native Hawaiian plants and the invasive grass *Megathyrus maximus*: implications of functional diversity for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, p.638-646, 2012.
- ANDRADE, C. M. S.; VALENTIM, J. F.; CARNEIRO, J. C.; VAZ, F. A. Crescimento de gramíneas e leguminosas forrageiras tropicais sob sombreamento. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 263-270, 2004.
- BAIDER C.; TABARELLI, M.; & MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 35-44, 2001.
- 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, p. 269-276, 2001.
- BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba** v.15, p. 40-42, 1965.
- CASTRO, C. R. T.; GARCIA, R.; CARVALHO, M. M.; COUTO, L. Produção forrageira de gramíneas cultivadas sob luminosidade reduzida. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 28, p. 919-927, 1999.
- CASTRO, C. R. T.; GARCIA, R.; CARVALHO, M. M.; FREITAS, V. P. Efeitos do sombreamento na composição mineral de gramíneas forrageiras tropicais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 30, p. 1959-1968, 2001.
- COMAS, L. H.; EISSENSTAT, E. D. M. Linking fine root traits to maximum potential growth rate among 11 mature temperate tree species. **Functional Ecology**, v.18, p. 388-397, 2004.
- COSTA, N. L.; RODRIGUES, A. N. A.; TOWNSEND, C. R.; MAGALHÃES, J. A.; OLIVEIRA, J. R. C. Calagem e adubação para pastagens de *Panicum maximum* cv. Tobiatã em Rondônia. **Recomendações técnicas**, Embrapa 87, 4p. 2004.
- CUNHA, F. F.; SOARES, A. A.; PEREIRA, O. G.; LAMBERTUCCI, D. M.; ABREU, F. V. S. Características morfogênicas e perfilhamento do *Panicum maximum* Jacq. cv. tanzânia irrigado. **Ciências agrotécnicas**, v.31, p. 628-635, 2007.
- D'ANTONIO, C. M.; CHAMBERS, J. C. Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. p.260-279. In. **Foundations of restoration ecology**. HOBBS, R. J.; FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. Society for ecological restoration international. Islandpress. 364 p, 2006.

DIAS – FILHO, M. B.; CORSI, M.; CUSATO S. Respostas morfológicas de *Panicum maximum* Jacq. cv. Tobiata ao estresse hídrico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 7, p. 24, 1989.

DINARDO, W.; TOLEDO, R. E. B.; ALVES, P. L. C. A.; PITELLI, R. A. Efeito da densidade de plantas de *Panicum maximum* Jacq. Sobre o crescimento inicial de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Scientia Forestalis**, v. 64, p. 59-68, 2003.

ELLSWORTH, L. M. Improved wildfire management in *Megathyrsus maximus* dominated ecosystems in Hawaii. **PhD Thesis** University of Hawaii at Manoa, Hawaii. 135p, 2012.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In Y. KAGEYAMA.; R. E. OLIVEIRA.; L. F. D MORAES.; V. L. ENGEL.; F. B. GANDARA. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu. 340p, 2003.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. **Nutrição Mineral de Plantas: Princípios e Perspectivas**. 2ed. 402p, 2006.

ERIKSEN, F. I.; WHITEY, A.S. Effects of light intensity on growth of some tropical forage species. Grasses. **Agronomy Journal**, 73, 1981.

FERREIRA, D. J.; ZANINE, A. M.; SOUTO, S. M.; DIAS, P. F. Capim tanzânia (*Panicum maximum*) sob sombreamento e manejo de corte. **Arquivos de Zootecnia**, v.59, p. 81-91, 2010.

FYNN, R. W. S.; MORRIS, C. D.; KIRKMAN, K. P. Plant strategies and trait trade-offs influence trends in competitive ability along gradients of soil fertility and disturbance. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 384-394, 2005.

GONÇALVES, J. L. M.; NOGUEIRA, L. R. J.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. Páginas: 111 – 163. P. Y. KAGEYAMA, R. E. OLIVEIRA, L. F. D. MORAES, V. L. ENGEL.; F. B. GANDARA, EDITORES. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu, SP. 340p, 2003.

HOOPER, E.; CONDIT, R.; LEGENDRE, P. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. **Ecological Applications**, v.12, p. 1626-1641, 2002.

JANK, L.; MARTUSCELLO, J. A.; EUCLIDES, V. P. B.; VALLE, C. B.; RESENDE, R. M. S. *Panicum maximum*. p.166-196. In. FONSECA, D. M.; MARTUSCELLO, J. A. **Plantas forrageiras**. Editora UFV, Viçosa, 537p, 2010.

KOZLOWSKY, T. T.; PALLARDY, S. G. **Growth control in woody plants**. Academic Press. Califórnia, USA. 642p, 1997.

KRAMER, P. J. **Plant and soil water relationships: a modern synthesis**. McGraw-Hill, India, 2ª edition. 482 p, 1972.

LOCKWOOD, L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. Blackweel

publishing. Austrália, 304 p, 2007.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. 5 ed. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres. 292 p, 1989.

MANTOANI, M. C.; ANDRADE, G. R.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 33, n. 97-110, 2012.

MARSCHNER, H. Role of root growth, arbuscular mycorrhiza, and root exudates for the efficiency in nutrient acquisition. **Field Crops Research**, v. 56, p. 203-207, 1998.

MASON, T. J. F. K.; LONSDALE, W. M. Review: do graminoid and woody invaders have different effects on native plant functional group? **Journal of Applied Ecology**, p. 426-433, 2009.

MATTA, P. M.; SOUTO, S. M.; DIAS, P. F.; COLOMBARI, A. A.; AZEVEDO, B. C.; VIEIRA, M. S. Crescimento inicial de capim Mombaça sob influência de diferentes níveis de sombreamento. Seropédica, RJ: **Embrapa Agrobiologia**, 18p, 2008.

MEDILLINA-SALINAS, L.; VARGAS-MENDONZA, M. C.; LÓPEZ-ORTIZ, A.; ÁVILA-RESÉNDIZ, C.; CAMPBELL, W. B.; GUTIÉRREZ-CASTORENA, M. C. Growth, productivity and quality of *Megathyrsus maximus* under cover from *Gliricidia sepium*. **Agroforest Systems**, v. 87, p. 891–899, 2013.

MUTHUKUMAR, T.; SHA, L.; YANG, X.; CAO, M.; TANG, J.; ZHENG, E. Z. Distribution of roots and arbuscular mycorrhizal associations in tropical forest types of Xishuangbanna, southwest China. **Applied Soil Ecology**, 22: 241-253, 2003.

OLIVEIRA, F. L. R.; MOTA, V. A.; RAMOS, M. S.; SANTOS, L. D. T.; OLIVEIRA, N. J. F.; GERASEV, L. C. Comportamento de *Andropogon gayanus* cv. ‘planaltina’ e *Panicum maximum* cv. ‘tanzânia’ sob sombreamento. **Ciência Rural**, v. 43, p. 2, 2013.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. F.; ZEMPULSKI, H. D.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. *Manual de análise química do solo e controle de qualidade*. Londrina, IAPAR. 40p, 1992.

RESENDE, A.V.; FURTINI NETO, A. E.; MUNIZ, J. A.; CURI, N.; FAQUIN, V. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, p. 2071-2081, 1999.

SAMPAIO, A. B, HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 462-471, 2007.

SCALON, S. P. Q.; MUSSURY, R. M.; EUZEBIO, V. L. M.; KODAMA, F. M.; KISSMANN, C. Estresse Hídrico e Crescimento Inicial de Mudanças de Mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.). **Ciência Florestal**, v. 21, p. 655-662, 2011.

SILVA, S. A. F. 1969. Contribuição ao estudo do "Capim-colonião" (*Panicum maximum* Jacq. var. *maximum*) II - Considerações sobre sua dispersão e seu controle. **Vellozia**, v. 7, p. 3-21, 1969.

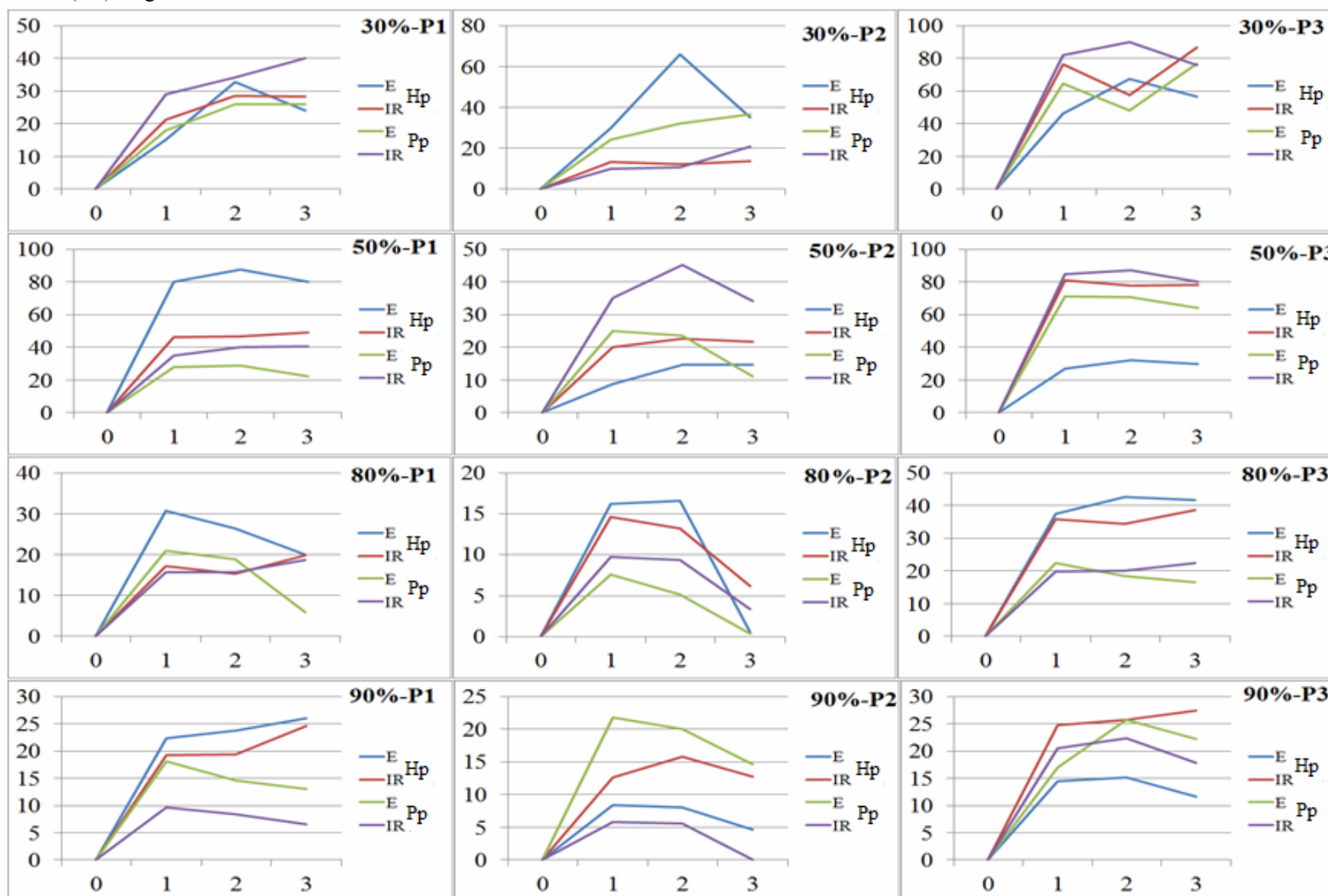
SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam 191: 185-200, 2004.

TEODORO, R. E. F.; AQUINO, T. P.; CHAGAS, L. A. C.; MENDONÇA, F. C. Irrigação na produção do capim *Panicum maximum* cv tanzânia. **Bioscience Journal**, v. 18, p. 13-21, 2002.

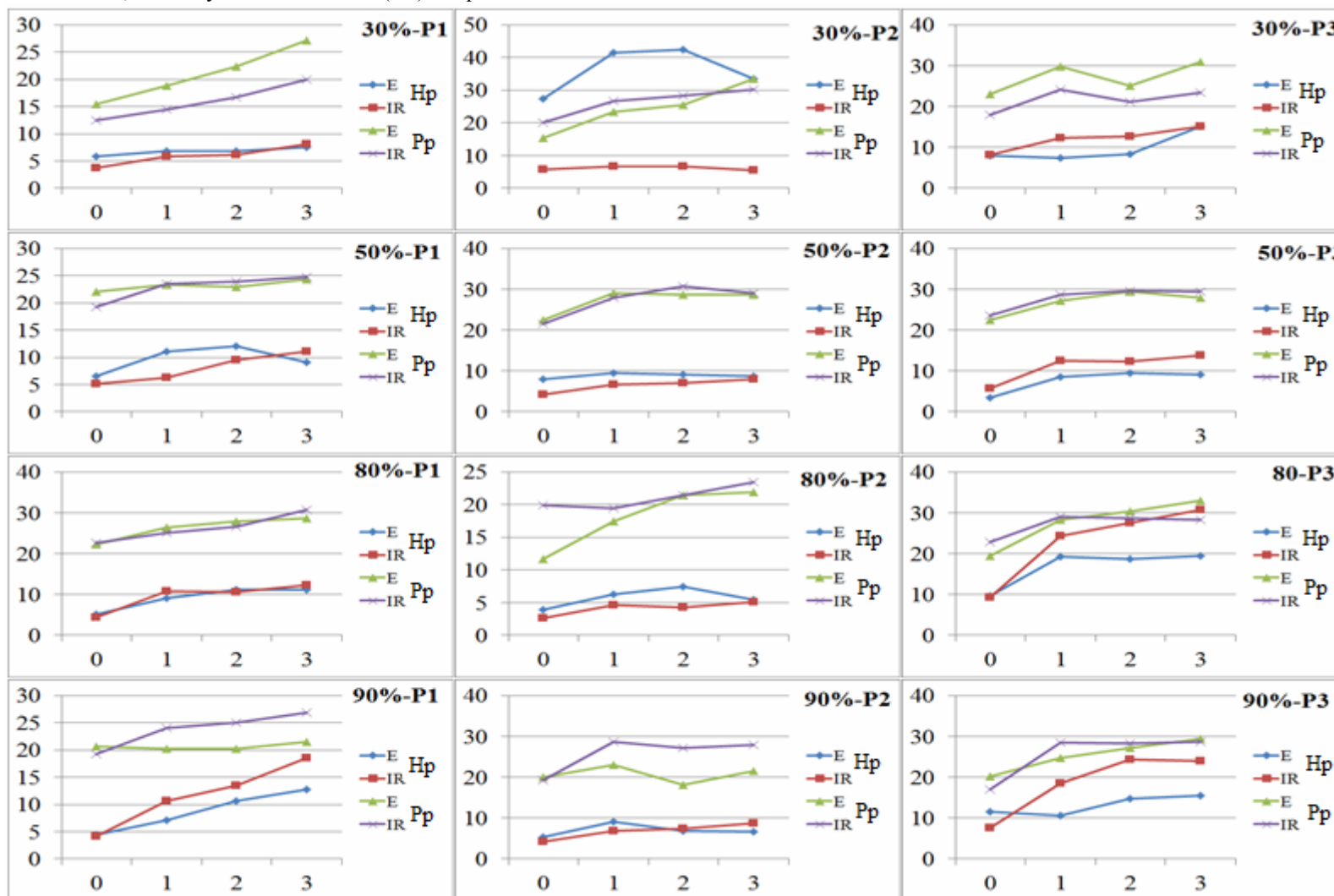
WINTER, E. J. **A água, solo e a planta**. Tradução de Klaus Reichardt e Paulo L. Libardi. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, 1976.

ZANGARO, W.; ALVES, R. A.; LESCANO, L.E.; ANSANELO, A. P.; NOGUEIRA, M. A. Investment in fine roots and arbuscular mycorrhizal fungi decrease during succession in three Brazilian ecosystems. **Biotropica**, v. 44, p. 141-150, 2012.

**Apêndice I** – Altura média de *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S.W.L. Jacobs, em crescimento com 2 espécies nativas em 2 situações de disponibilidade hídrica, 3 condições de solo e 4 níveis de sombreamento, durante 4 meses de desenvolvimento inicial. Onde: Hp= *Heliocarpus popayanensis* Kunth; Pp= *Poecilanthe parviflora* Benth. E= estresse hídrico; IR=Irrigado ou em capacidade de campo; P1=controle; P2=calagem; P3=calagem+fosfato. O eixo “x” é o tempo do experimento em meses, o eixo “y” é a altura média (cm) da gramínea.



**Apêndice II** – Altura de duas espécies nativas em presença de *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S.W.L. Jacobs em duas situações de disponibilidade hídrica, três níveis de fertilidade do solo e 4 níveis de sombreamento, durante 4 meses de desenvolvimento inicial. Onde: Hp= *Heliocarpus popayanensis* Kunth. Pp= *Poecilanthe parviflora* Benth; E= estresse hídrico; IR=Irrigado ou em capacidade de campo; P1=controle; P2= calagem; P3=calagem+fósforo. O eixo “x” representa o tempo da duração do experimento em meses, o eixo “y” é a altura média (cm) das plântulas.



## **Normas: Revista Floresta Diretrizes para Autores**

### **INSTRUÇÕES AOS AUTORES**

A **Revista Floresta** admite artigos originais de contribuição científica em ciência florestal e áreas afins, em português, espanhol e inglês, tendo como principal objetivo primar pela qualidade dos trabalhos publicados, contribuindo para a disseminação do conhecimento florestal a fim de se tornar referência para o desenvolvimento da pesquisa na área de Ciências Agrárias.

Os trabalhos publicados na Revista Floresta são de inteira responsabilidade de seus autores, cientes de que são artigos originais e inéditos, ficando implícito que o mesmo não tenha sido e não seja submetido para publicação em nenhum outro veículo de divulgação. À Revista é permitida a reprodução dos seus artigos.

Fica explícita a concordância dos autores às normas da Revista, bem como, no desenvolvimento do trabalho, a observância dos aspectos éticos e o respeito à legislação vigente do “*copyright*”. Quando apropriado, deverá ser mencionado que o trabalho foi aprovado pela Comissão de Ética e Biossegurança da Instituição de origem do autor.

Manuscritos submetidos serão analisados primeiramente por um dos Editores Científicos, e se não estiverem em acordo com as normas, serão devolvidos aos autores para ajustes. Após retorno, e se o trabalho estiver nas normas, será submetido à avaliação de no mínimo dois revisores *ad hoc*. Ao(s) autor(es) caberá a tarefa de implementar sugestões/correções dos revisores ou justificar o que não foi implementado.

Caberá ao Conselho Editorial a decisão final sobre a publicação ou não do artigo. Artigos classificados como nota técnica ou como revisão, não serão aceitos.

#### **Submissão**

Os interessados em publicar na Revista Floresta deverão enviar seus trabalhos pelo Sistema Eletrônico de Revistas (SER) pelo site [www.ser.ufpr.br/floresta](http://www.ser.ufpr.br/floresta).

A avaliação de artigos fica subordinada ao pagamento de uma taxa de submissão de R\$ 50,00 (este valor depositado não será devolvido). Após o aceite será cobrada uma taxa de R\$ 20,00 por página. Os depósitos deverão ser efetuados em favor da Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, CNPJ: 75.045.104/0001-11, no Banco Itaú (341), agência 3812, conta corrente 26918-5. O comprovante deverá ser anexado no momento da submissão como DOCUMENTO SUPLEMENTAR. Para submissões internacionais favor entrar em contato ([revista\\_floresta@ufpr.br](mailto:revista_floresta@ufpr.br)).

Não serão aceitos trabalhos de revisão ou nota técnica.

#### **Organização e estrutura**

**Fomatação:** fonte Times New Roman, tamanho 10, tabulação de 1,25 cm, editor de texto Microsoft Word, folha em formato A4, orientação retrato, espaçamento simples, com margem superior de 3,0 cm, inferior de 3,0 cm, esquerda de 3,5 cm, direita de 2,5 cm, cabeçalho e rodapé com margem de 1,5 cm. Todos os itens (introdução, material e métodos, resultados e discussão, conclusões e referências) devem estar em negrito à esquerda, não numerados e em caixa alta. Quando houver subitens, deverá ser obedecida a seguinte ordem: o primeiro subitem deverá ser em negrito, em caixa baixa, somente a primeira inicial maiúscula; o segundo subitem igual ao primeiro sem negrito. Não é permitido o uso de anexos.

**Número de páginas:** até 12 páginas em espaço simples.

**Título:** centralizado, **sem negrito**, em caixa alta, em fonte Times New Roman, tamanho 14, não ultrapassando 20 palavras.

**Autor(es):** em fonte Times New Roman, tamanho 10, logo abaixo do título, centralizado(s), chamamento com sobrescrito, somente a primeira inicial maiúscula. Abaixo do(s) nome(s) do(s) autor(es), separado(s) por apenas um espaço, em fonte Times New Roman, tamanho 8, devem vir as seguintes informações: formação acadêmica, titulação máxima, instituição a que pertence(m), cidade, estado e país, e endereço eletrônico. **Estas informações devem ser cadastradas no Sistema Eletrônico de Revistas (SER) no ato da submissão.**

**Resumo e Abstract:** somente as iniciais maiúsculas, centralizados e em negrito, e os seus textos redigidos num único parágrafo, não excedendo **200 palavras**. No final do resumo e do abstract devem ser incluídas até cinco *palavras-chave* e *keywords* respectivamente, **diferentes das contidas no título. No início do abstract deve constar o título do artigo em itálico e em inglês.**

**INTRODUÇÃO:** deve apresentar a relevância do estudo, o estado atual do conhecimento sobre o assunto, a hipótese e os objetivos do trabalho.

**REVISÃO BIBLIOGRÁFICA:** (pode estar contida na introdução).

**Citações:** devem seguir o sistema de nome e ano; as citações que estiverem em texto corrente devem estar em caixa baixa; aquelas entre parênteses, devem estar em caixa alta. Quando houver três ou mais autores, a citação será feita utilizando-se “*et al.*” (todos os autores deverão ser citados nas referências). Ex.: Oliveira (1991); Silva e Machado (1989); Santos *et al.* (1987); (LIMA, 1990); (SILVA; MACHADO, 1989); (LIMA *et al.*, 1990). Quando houver mais de uma referência do mesmo autor em um mesmo ano, essas deverão ser distinguidas por letra minúscula após a data. Ex.: Coelho (1988a); Coelho (1988b).

**Nomes científicos:** quando citados pela primeira vez no texto, devem ser escritos na íntegra: gênero, espécie e autor(es).

**Siglas e abreviaturas:** ao aparecerem pela primeira vez no artigo, sejam colocadas entre parênteses e precedidas do nome por extenso.

**Tabelas e figuras:** deverão ser incluídas ao longo do texto, com títulos em caixa baixa, exceto a letra inicial, em português e em inglês. As figuras (gráficos e fotografias) devem ser em preto e branco, sem sombreamento e sem contorno. As dimensões (largura e altura) não podem ser maiores que 15 cm, sempre com orientação da página na forma retrato e legendas, quando houver, na fonte Times New Roman, não-negrito e não-itálico. Os mapas e fotomicrografias devem ter escala gráfica. As tabelas devem ser produzidas em editor de texto (Word) e não podem ser inseridas no texto como figuras. As fórmulas e equações devem ser inseridas com a função equation do Word. **A soma do número de figuras e tabelas não deve ultrapassar oito.**

## **MATERIAL E MÉTODOS**

**RESULTADOS E DISCUSSÃO:** (apresentados separadamente ou combinados).

## **CONCLUSÕES**

**AGRADECIMENTOS** (se houver).

**REFERÊNCIAS:** devem estar em ordem alfabética, seguindo as normas da ABNT, assim como outros aspectos não contemplados nesta normativa, conforme exemplos abaixo:

- a) Livro: CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Colombo: Embrapa Florestas, 2010. v. 4. 644 p.
- b) Capítulo de livro: NUNES, J. R. S. Índices de perigo de incêndios florestais: a experiência paranaense. In: SOARES, R. V.; BATISTA, A. C.; NUNES, J. R. S. **Incêndios florestais no Brasil: o estado da arte**. Curitiba, 2009. p. 53 - 108.
- c) Tese, dissertação e monografia: BELINI, U. L. **Caracterização e alterações na estrutura anatômica da madeira de *Eucalyptus grandis* em três condições de desfibramento e efeito nas propriedades tecnológicas de painéis MDF**. 90 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Produtos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2007.
- d) Artigo de periódico: CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. The role of native species in plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 188, p. 1 - 15, 2004.
- e) Trabalho em evento científico: MAZUCHOWSKI, J. Z.; MACCARI JUNIOR, A.; SILVA, E. T. da. Influência de diferentes condições de radiação solar sobre o crescimento morfológico da erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.). In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DA ERVA-MATE, 3., 2003, Chapecó. **Anais do....** Chapecó: EPAGRI, 2003. 1 CD-ROM.
- GALDINO, A. P. P.; BRITO, J. O.; GARCIA, R. F.; SCOLFORO, J. R. Estudo sobre o rendimento e a qualidade do óleo essencial de candeia (*Eremanthus* sp.) e a influência das diferentes origens da sua madeira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ÓLEOS ESSENCIAIS: DIAGNÓSTICOS E PERSPECTIVAS, 2., 2003, Campinas. **Anais do...** Campinas, 2003. p. 31.
- f) Internet: BANU, N. A.; SINGH, B.; COPELAND, L. **Influence of copper on soil microbial biomass and biodiversity in some NSW soils**. Disponível em: <<http://www.regional.org.au/au/asssi/>>. Acesso em: 04/01/2009.
- g) Legislação: BRASIL. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 set. 1965. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm)>. Acesso em: 07/03/2012.

### Condições para submissão

Como parte do processo de submissão, os autores são obrigados a verificar a conformidade da submissão em relação a todos os itens listados a seguir. As submissões que não estiverem de acordo com as normas serão devolvidas aos autores.

1. Os artigos submetidos à Revista Floresta não devem exceder a 12 páginas em espaçamento simples.
2. O comprovante de depósito no valor de R\$ 50,00 para cada submissão será anexado como **DOCUMENTO SUPLEMENTAR**.
3. A contribuição é original e inédita, e não está sendo avaliada para publicação por outra revista; caso contrário, justificar em "Comentários ao Editor".
4. Os arquivos para submissão estão em formato Microsoft Word, OpenOffice ou RTF (desde que não ultrapasse os 10MB)
5. Todos os endereços de URLs no texto (Ex.: <http://www.ibict.br>) estão ativos e prontos para clicar.
6. O texto está em espaço simples; usa uma fonte de 10-pontos; emprega itálico ao invés de sublinhar (exceto em endereços URL); com figuras e tabelas inseridas no texto, e não em seu final.
7. O texto segue os padrões de estilo e requisitos bibliográficos descritos em Diretrizes para Autores, na seção Sobre a Revista.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs é uma gramínea exótica invasora que pode persistir nas áreas de restauração florestal por muitos anos. É importante ressaltar que: (i) considerando reflorestamentos com até 10 anos do plantio inicial, a idade dos reflorestamentos, a cobertura do dossel, a densidade de árvores e a fertilidade do solo não reduziram a densidade e abundância de *M. maximus* nestas áreas de restauração. A gramínea permanece nos reflorestamentos mesmo até os dez anos iniciais do plantio e sua presença está possivelmente associada à alta fertilidade do solo nestes locais; (ii) a presença de *M. maximus* interfere negativamente na regeneração natural das espécies nativas, onde, quanto maior a densidade e a biomassa do capim, menor é a regeneração das espécies pioneiras; No entanto (iii) há diferenças no desenvolvimento de espécies nativas em presença de *M. maximus*, sugerindo que a realização de mais estudos é necessário visando detectar padrões entre as espécies nativas quanto à interação com a gramínea. Estes padrões seriam úteis para melhorar as práticas de restauração em áreas infestadas ou sob-risco de infestação por *M. maximus*. Entretanto, apesar da possibilidade de determinadas espécies nativas conviverem com a gramínea sem sofrer prejuízos, o acúmulo de biomassa da gramínea é preocupante pelo aumento do risco de ocorrência e da intensidade de incêndios.

Apesar das incertezas quanto aos padrões de resposta das espécies arbóreas nativas à presença de *M. maximus* (bem como de outras gramíneas exóticas invasoras), face aos resultados aqui discutidos e àqueles reportados na literatura, é razoável recomendar que, na implantação dos reflorestamentos, deve se considerar com cuidado a eventual fertilização do solo, pois esta pode favorecer o desenvolvimento destas plantas exóticas invasoras. Outra recomendação que os dados permitem fazer é que deve ser evitado o controle indiscriminado de espécies ruderais, procurando direcionar os esforços de manejo para as que sabidamente apresentam efeito negativo sobre a regeneração natural, como o capim-colonião.