UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI - UFVJM

VINÍCIUS DE MORAIS MACHADO

IMPACTO DO USO DE HERBICIDAS NA REGENERAÇÃO E NO BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO.

DIAMANTINA - MG
2012

VINÍCIUS DE MORAIS MACHADO

IMPACTO DO USO DE HERBICIDAS NA REGENERAÇÃO E NO BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO.

Dissertação apresentada à Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, área de concentração em Conservação e Restauração de Ecossistemas Florestais, para a obtenção do título de "Mestre".

Orientador: Prof. Dr. José Barbosa dos Santos

DIAMANTINA - MG
2012

IMPACTO DO USO DE HERBICIDAS NA REGENERAÇÃO E NO BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO

Vinícius de Morais Machado

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, nível de Mestrado, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

APROVADA EM 29 / 02 / 2012

Prof. Leonardo David Tuffi Santos – UFV

Prof. Israel Marinho Pereira – UFVJM

Prof. José Barbosa dos Santos – UFVJM
Presidente

DIAMANTINA
2012

OFEREÇO

Aos meus pais, Marcos e Regina, ao prof. Dr. José Barbosa dos Santos e Dr. Israel Marinho Pereira pela confiança, oportunidade e apoio para o desenvolvimento deste trabalho, e a todos os familiares e amigos (irmãos que escolhi), que sempre estão comigo.

DEDICO

A Deus e todas as pessoas que tornaram possível a conclusão deste trabalho.

"Alguns homens vêem as coisas como são, e dizem 'Por quê?' Eu sonho com as coisas que nunca foram e digo 'Por que não?'"

George Bernard Shaw

AGRADECIMENTOS

A Deus por iluminar meu caminho e pela alegria de contar com pessoas especiais durante essa jornada.

Aos meus pais Regina e Marcos por fazerem dos meus sonhos seus objetivos e de nossos objetivos sua própria luta.

Aos familiares por encorajar-me a buscar sempre a vitória.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), pela oportunidade de realização do curso e pela contribuição à minha formação acadêmica.

À Universidade Federal de Viçosa pela participação no Programa PROCAD e oportunidade de desenvolver disciplinas na instituição.

Ao professor Dr. José Barbosa dos Santos, pela amizade, orientação e principalmente pela confiança em encarar essa etapa comigo.

Ao professor Dr. Israel Marinho Pereira pelo incentivo, confiança e companheirismo durante grande parte do período de graduação e toda etapa do mestrado.

Ao professor Dr. Leonardo David Tuffi Santos pela prestatividade e colaboração.

Ao professor Dr. Márcio Leles Romarco de Oliveira e Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado pela amizade, conselhos e por estar sempre disposto a ajudar quando precisei.

Ao professor Dr. Luís Eduardo Dias pela orientação em Viçosa e valiosas contribuições para minha formação.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal e todos os integrantes do quadro de professores da Engenharia Florestal, não só pelos ensinamentos durante as disciplinas cursadas, mas por fazer desse curso uma referência.

A todos os funcionários da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, em especial aos funcionários do CIPEF.

Aos amigos, irmãos que escolhi, obrigado pelos momentos inesquecíveis que vivemos. Citar nomes agora é quase impossível *(“...o esforço pra lembrar é a vontade de esquecer...”),* mas incoerente pelo menos não tentar agradecer aos grandes grupos que participaram dessa trajetória:

Agradeço a minha família de Diamantina: Leandro, Dalila e César.

Agradeço a República Coliseu em todas suas formações e a Terezinha.

Agradeço a República DominiCana - como fui feliz nesse lugar!

Agradeço a República Os Carcarás (UFV), pela estadia.

Agradeço a equipe de amigos formados no CCAA.

Agradeço a minha turma de graduação – muito feliz em tê-los como amigos e termos passados juntos pelos mesmos caminhos e chegado a um objetivo comum.

Agradeço a turma do mestrado – principalmente a turma presente em todas “reuniões e debates”!

Agradeço a TODOS integrantes do grupo do Núcleo de Estudos em Recuperação de Áreas Degradadas, por todo empenho dedicado aos nossos quatro anos de encontros.

Agradeço a todos integrantes do grupo em Manejo Sustentável de Plantas Daninhas, por ter me proporcionado o conhecimento de mais uma ciência. Em especial Michelle, Sarah e Renan pelo auxílio na condução do trabalho.

Agradeço a minha pequena, talentosa e eficiente equipe de campo. Em especial ao grande novo amigo Rodrigo Lara, que me auxiliou e muito na conclusão dessa etapa, cuidando dos experimentos como se fossem seus. Saiba que sou muito grato pelo que fez por mim e por esse trabalho! Desejo-lho tanto sucesso, felicidade e oportunidades quanto tive nessa fase de mestrado.

Agradeço a todos meus amigos de Patos de Minas e de Diamantina pelo companheirismo, confiança e amizade demonstrados ao longo dos anos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão de Bolsa de Estudo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro na execução deste trabalho.

À minha querida e bela “DiAMAntina” por esses 7 anos vividos, como são muitas suas lembranças.

A quem torceu por essa vitória.

Agradeço a todos!

RESUMO

MACHADO, V. M. **Impacto do uso de herbicidas na regeneração e no banco de sementes em áreas em processo de recuperação.** 2012. 68 p. (Dissertação - Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.

Objetivou-se com esse trabalho avaliar o impacto do uso de herbicidas na regeneração e no banco de sementes em áreas em processo de recuperação. Para isso, foram desenvolvidos quatro experimentos sendo três em ambiente de campo e um em ambiente protegido. No primeiro experimento, avaliou-se a infestação de gramíneas exóticas sobre o processo de regeneração natural. No segundo, avaliou-se a influência do banco de sementes no processo de restauração de áreas infestadas com plantas daninhas gramíneas. No terceiro trabalho, foi avaliada a sensibilidade de algumas espécies arbóreas nativas à ação do herbicida glyphosate e no quarto e último experimento foi avaliado o efeito desse herbicida e do paraquat no controle das gramíneas invasoras em áreas degradadas, comparado à roçada, visando à adequação de métodos mais eficientes no controle de plantas daninhas. A partir de uma cobertura de plantas daninhas acima de 50% há retrocesso no processo de regeneração natural, porém, há um grupo de plantas capaz de colonizar tal área. Verificou-se também que o banco sementes é composto basicamente por espécies herbáceas com caráter invasor, não contendo sementes de espécies arbustivo-arbóreas, logo, não é recomendada a recuperação dessas áreas utilizando o banco de sementes local. No ensaio com doses do glyphosate, concluiu-se que três das quatro espécies florestais avaliadas possuem características que indicam tolerância ao herbicida testado, porém, recomenda-se a realização de testes em campo em estádios alternativos de desenvolvimento. Na comparação de métodos de controle das gramíneas, embora não observadas diferenças entre os herbicidas aplicados, parcelas tratadas com glyphosate apresentaram emergência de espécies presentes no banco edáfico ao passo que nas parcelas tratadas com paraquat somente foram observadas brotações. De modo geral, práticas no controle químico das plantas daninhas gramíneas devem ser adotadas para que a área atinja a plena restauração. Recomenda-se a inclusão de outras técnicas de recuperação para que haja a entrada de espécies arbóreas adaptadas ao local.

Palavras-chave: recuperação de áreas degradadas, plantas daninhas, manejo, herbicida

Abstract

The objective of this study was to evaluate the impact of herbicide use in regeneration and in the seed bank in areas where the recovery process. Thus, we developed three of four experiments in a field environment and in a protected environment. In the first experiment, we evaluated the infestation of exotic grasses on the natural regeneration process. In the second, we evaluated the influence of the seed bank in the process of restoration of areas infested with grassy weeds. In the third study, we evaluated the sensitivity of some tree species native to the action of the herbicide glyphosate and the fourth and final experiment evaluated the effect of the herbicide paraquat and control of invasive grasses in degraded areas, compared to mowing, aiming at adapting the most efficient methods to control weeds. We could see that from a weed coverage above 50% for the reverse process of natural regeneration, however, there is a group of plants able to colonize this area. It was also found that the seed bank is composed primarily of herbaceous species with character attacker, not containing seeds of woody species, so is not recommended for rehabilitation of these areas using the local seed bank. In the trial in doses of glyphosate, it was concluded that three of four forest species evaluated possess characteristics that indicate tolerance to the herbicide tested, however, recommends-if achievement of field tests in stadiums alternative development. In the comparison of methods for control of grasses, although no significant differences between the herbicides, glyphosate treated plots showed emergence of edaphic species present in the bank while in plots treated with paraquat only shoots were observed. Overall, practices in the chemical control of grass weeds should be taken to the area to reach the full restoration. It is recommended the inclusion of other recovery techniques so that there the entry of tree species locally adapted.

Keywords: recovery degraded areas, weed, management, herbicide

LISTA DE TABELAS

ARTIGO CIENTÍFICO I 6

Tabela 1: Valores do número de indivíduos (NI), riqueza (S), biomassa em m²/ha e porcentagem de cobertura de gramíneas (CTG) das espécies colonizadoras em uma área de Cerrado campestre em processo de recuperação. Diamantina – MG. 12

Tabela 2: Valores de diversidade, equabilidade e do coeficiente de mistura das espécies colonizadoras em uma área em processo de recuperação em Diamantina –MG. Em que: H' = índice de diversidade de Shannon; J'= índice de equabilidade de Pielou e QM= coeficiente de Mistura de Jentsch. 14

ARTIGO CIENTÍFICO II 20

Tabela 1: Relação das espécies e respectivas famílias botânicas para o banco de sementes em três áreas avaliadas para as estações seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG. 25

Tabela 2: Total de sementes por data de coleta, média e número total de sementes por m² para três ambientes de Cerrado estudados para a estação seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG. 28

Tabela 3: Valores de diversidade e equabilidade para um banco de sementes em três ambientes de Cerrado nas estações seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG. Em que: H' = índice de diversidade de Shannon e J'= índice de equabilidade de Pielou. 32

Tabela 4: Matriz de índices de similaridade de Sorensen (SO), estimada para o banco de sementes dos ambientes estudados para as coletas das estações seca e chuvosa. 33

Tabela 5: Teste Tukey para as médias de IVE do banco de sementes para os três ambientes e para as estações de coletas. 33

Tabela 6: Desdobramento do grau de liberdade da interação (Ambiente x Estação) para a variável Tm do banco de sementes para os três ambientes e para as estações de coletas. Em que: em que: Tm = tempo médio necessário para atingir a germinação máxima. 34

ARTIGO CIENTÍFICO III 38

Tabela 1: Diferença da espessura da lâmina foliar (LF), epiderme adaxial (EAD), parênquima paliçádico adaxial (PP-AD), parênquima paliçádico abaxial (PP-AB), parênquima lacunoso (PL) e epiderme abaxial (EAB) do limbo de *Solanum lycocarpum*,

Kielmeyera lathrophyton e *Bowdichia virgilioides* tratadas com o herbicida glyphosate na dosagem de 0 g ha^{-1} (T0) e 160 g ha^{-1} (T1).....44

Tabela 2: Valores de F referentes às variáveis números de folhas, altura e diâmetro para as espécies em estudo. Em que: NF (número de folhas), H (altura), DAC (diâmetro do coleto), T (doses) e E (época).....49

Tabela 3: Desdobramento do grau de liberdade da interação (Tratamento x Época) para a variável altura e diâmetro na altura do coleto das mudas de *Solanum lycocarpum* para as quatro doses de herbicida e duas avaliações. 50

Tabela 4: Médias de diâmetro na altura do coleto (DAC) e número de folhas (NF) para a espécie *Kielmeyera lathrophyton* para as doses de herbicida e épocas (DAA) estudadas.....51

ARTIGO CIENTÍFICO IV 56

Tabela 1: Valores de F referentes à variável interceptação luminosa para ambientes (a), época de aplicação (e) e métodos de manejo de plantas daninhas (t). 61

Tabela 2: Desdobramento do grau de liberdade da interação (Tratamento x Ambiente) para a variável interceptação luminosa para os dois ambientes avaliados. 61

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO CIENTÍFICO I 6

Figura 1: Correlação de Pearson entre a porcentagem da cobertura de gramíneas, número de indivíduos, espécie, biomassa para uma área de Cerrado campestre em processo de recuperação. Diamantina, MG. Em que: Ambiente I (A, B e C) e Ambiente II (D, E e F). 15

ARTIGO CIENTÍFICO II 20

Figura 1: Densidade média de sementes germinadas (sementes/m²) no banco de sementes para três ambientes de Cerrado estudados durante as estações seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG. 30

Figura 2: Número cumulativo de sementes germinadas para os ambientes estudados para as duas estações de coleta. Em que: I (ambiente I), II (ambiente II) e III (ambiente III); A (coleta da estação seca) e B (coleta da estação chuvosa). * $p<0,05$.....31

ARTIGO CIENTÍFICO III 38

Figura 1: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Solanum lycocarpum* (lobeira), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos.....44

Figura 2: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Plathymenia reticulata* (vinhático), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos. 45

Figura 3: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Kielmeyera lathrophyton* (pau-santo), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos. ..46

Figura 4: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Bowdichia virgilioides* (sucupira-preta), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos.47

Figura 5: Fotomicrografias do limbo foliar das espécies. Em que: A, D = *Solanum lycocarpum* tratadas com 0 e 160 g ha^{-1} de glyphosate; B, E = *Kielmeyera lathrophyton* tratadas com 0 e 160 g ha^{-1} de glyphosate; e C, F = *Bowdichia virgilioides* tratadas com 0 e 160 g ha^{-1} de glyphosate, respectivamente. PL (parênquima lacunoso), PP (parênquima paliçádico), EAD (epiderme adaxial) e EAB (epiderme abaxial). 48

ARTIGO CIENTÍFICO IV 56

Figura 1: Interceptação luminosa (µmols m²/s) para os 96 dias de avaliação para o Ambiente I e II. Ajustes: Ambiente I) y = 5,29*x + 855,54 (R^2=0,83) e Ambiente II) y = 3,13*x + 930,08 (R^2=0,88). *(p < 0,05). 62

Figura 2: Interceptação luminosa (µmols m²/s) por tratamentos para os 96 dias de avaliação. Ajustes: 1) Glyphosate = 4,2007*x + 815,03; 2) Paraquat = 4,9024*x + 704,64; 3) Roçada = -0,1387*x^2 + 18,125*x + 936,2 e 4) Testemunha = -0,0861*x^2 + 10,352*x + 825,44. *(p < 0,05).....63

SUMÁRIO

RESUMO i
LISTA DE TABELAS ix
LISTA DE FIGURAS x
INTRODUÇÃO GERAL 1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 3
CONSIDERAÇÕES FINAIS 68

ARTIGO CIENTÍFICO I

***Influência da infestação de gramíneas exóticas na regeneração natural em uma área em processo de recuperação* 6**

Resumo 6
Abstract 6
INTRODUÇÃO 7
MATERIAL E MÉTODOS 9
RESULTADOS E DISCUSSÃO 11
CONCLUSÃO 16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 17

ARTIGO CIENTÍFICO II

***Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em cerrado campestre* 20**

Resumo 20
Abstract 20
INTRODUÇÃO 21
MATERIAL E MÉTODOS 23
RESULTADOS E DISCUSSÃO 25
CONCLUSÃO 34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 35

ARTIGO CIENTÍFICO III

***Sensibilidade de mudas de espécies florestais nativas ao glyphosate* 38**

Resumo 38
Abstract 38

INTRODUÇÃO.....39
MATERIAL E MÉTODOS.....40
RESULTADOS E DISCUSSÃO 43
CONCLUSÃO.....52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 52

ARTIGO CIENTÍFICO IV
***Manejo químico e mecânico de plantas daninhas em áreas em recuperação* 56**
Resumo 56
Abstract.....56
INTRODUÇÃO.....57
MATERIAL E MÉTODOS.....59
RESULTADOS E DISCUSSÃO 60
CONCLUSÃO.....65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 65

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui cinco áreas de grande abundância de plantas nativas, estando entre elas o bioma Cerrado. Considerado o segundo maior em área do país, ocupando 23% do território nacional (dois milhões de km^2), e sendo um complexo vegetacional de grande heterogeneidade fitofisionômica (Ribeiro e Walter, 2008), este bioma é apontado como grande detentor de diversidade biológica, sendo a formação savânica com maior diversidade vegetal do mundo, especialmente quando se consideram as espécies lenhosas (Neto, 2003).

Muitos autores têm mencionado como principal meio de degradação do Cerrado, as práticas de pecuária extensivas adotadas principalmente a partir da década de 70. Moreira e Assad (1997) citam que a pecuária foi impulsionada pelas ofertas de crédito e ao surgimento de espécies forrageiras com alta capacidade de adaptação ao clima e à baixa fertilidade dos solos.

Dentre as invasoras mais agressivas do Cerrado, encontram-se as gramíneas africanas, que ao chegarem no Cerrado, encontraram condições ecológicas semelhantes às de seus habitats de origem - as savanas africanas - o que facilitou sua disseminação. Além da semelhança climática, fatores de sua própria biologia também contribuíram para seu sucesso como invasoras do Cerrado: são heliófilas e possuem metabolismo C_4, sendo adaptadas para colonizar áreas abertas e ensolaradas, como os campos e Cerrados brasileiros; têm alta eficiência fotossintética e na utilização dos nutrientes, sobrevivendo em solos menos férteis; apresentam altas taxas de crescimento, rebrotamento e regeneração, além de alta tolerância ao desfolhamento e à herbivoria; sua eficiência reprodutiva se deve ao ciclo reprodutivo rápido, à intensa produção de sementes com alta viabilidade, que formam um banco de sementes denso, à alta capacidade de dispersão por sementes anemocóricas e por reprodução vegetativa, à alta capacidade de germinação. Todos esses fatores caracterizam um comportamento oportunista, que permite a rápida recolonização de áreas queimadas e/ou perturbadas, fazendo com que essas gramíneas africanas possam competir com vantagem e deslocar espécies nativas do Cerrado (Coutinho 1982; Baruch et al. 1985; D'Antonio and Vitousek 1992; Pivello et al. 1999).

A escala de avanço das espécies invasoras, como também, a falta de políticas efetivas para sua prevenção e controle, torna a invasão biológica, juntamente com as mudanças antrópicas nas paisagens naturais, os maiores agentes das mudanças nos ecossistemas globais (Mack et al., 2000). Embora, nos últimos anos, a conscientização para o problema das

invasões biológicas tenha ocorrido no meio técnico-científico, ainda são escassas as pesquisas que avaliam os efeitos dessas invasões biológicas no bioma Cerrado.

As plantas daninhas estão associadas às causas do desequilíbrio ecológico, pois estas colonizam áreas remanescentes de vegetação nativa e dificultam a regeneração natural (Hooper et al., 2005), ameaçando a conservação da biodiversidade. Assim, mesmo que as espécies exóticas invasoras não venham a competir diretamente por recursos com os indivíduos regenerados e/ou plantados, elas devem ser controladas, pois ameaçam a integridade do ecossistema e a sobrevivência das espécies nativas (Ogden and Rejmánek, 2005; Regan et al., 2006).

Em programas de recuperação, devem ser levados em consideração aspectos que favoreçam a sucessão ecológica, assim, conhecer a fitossociologia do local, escolher adequadamente as espécies e as técnicas de recuperação são fundamentais para o sucesso. Diversas são as técnicas utilizadas para favorecer a regeneração nas áreas perturbadas: plantio de mudas, condução de ilhas de diversidade, uso de serrapilheira, banco de sementes, entre outras. Contudo, vale lembrar que não existe a melhor técnica a ser utilizada e sim a técnica, ou o conjunto delas, mais adequadas para cada situação.

A principal técnica de regeneração das espécies após um distúrbio dá-se por meio do banco de sementes do solo. O banco de sementes atua como um reservatório de diversidade genética vegetal que pode ser usado para restaurar zonas perturbadas ou recuperar espécies da flora que está em via de extinção (Pérez et al., 2001), todavia, é um recurso que deve ser avaliado quanto à sua composição para evitar a infestação de plantas ruderais. Em áreas dominadas por plantas rudeirais, o risco de contaminação ambiental pelo banco de sementes torna-se maior visto que essas espécies dispersam uma quantidade de semente muito elevada e que conseguem permanecer no meio por um período considerado de tempo.

Concomitante as técnicas de recuperação ambiental em áreas infestadas por plantas daninhas, devem ser adotadas práticas de manejo na tentativa do controle de tais espécies. Existem diferentes níveis de abordagem para o manejo das espécies invasoras. Em primeiro lugar, há a possibilidade de se fazer o controle da espécie ou a sua erradicação. Em geral, é muito difícil de se erradicar uma invasora em áreas naturais, uma vez que isso exige tratamentos mais drásticos, que podem comprometer as espécies nativas locais (Wittenberg & Cock 2001). O manejo das plantas daninhas, antes realizado predominantemente por meios manuais e mecanizados, vem, nos últimos 30 anos, sendo substituído pelo uso de herbicidas. O controle químico é considerado uma alternativa eficiente, visto que alguns herbicidas

controlam uma série de plantas daninhas, além da rapidez e economicidade da prática (Toledo et al., 1996; Christofolleti, 1998).

O glyphosate, principal herbicida utilizado em reflorestamentos, tem sido considerado um agente de impacto ambiental negativo no Cerrado, que pelo seu uso repetitivo em pastagens e culturas agrícolas, tem levado a extinção de espécies nativas mesmo antes de serem catalogadas. Para tanto, é necessário conhecer seu comportamento sobre as espécies florestais quanto à seletividade, à resistência, à tolerância e aos efeitos tóxicos, bem como sobre sua ação nos fatores edáficos.

A aplicação de herbicidas pode alterar a atividade microbiana do solo, a depender do herbicida aplicado, do tipo de solo, da espécie da planta e da microbiota e suas interações (Santos et al., 2005). A avaliação da qualidade do solo vai além das análises químicas e físicas tradicionais. Um bom indicador de qualidade do solo é aquele que infere medidas qualitativas e quantitativas nos processos ecológicos e nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, imediatamente após qualquer mudança do ambiente. Neste aspecto, diversos estudos têm evidenciado que avaliações microbiológicas são fundamentais para a avaliação da qualidade do solo e da sustentabilidade dos sistemas agrícolas, (Kaschuk et al., 2010). Segundo Pankhurst et al. (1997), os bioindicadores mais eficazes são: biomassa microbiana do solo, respiração basal, quociente metabólico, atividade enzimática, análises qualitativas da comunidade microbiana, entre outros. A avaliação ambiental, através do monitoramento microbiano é relacionada diretamente à reação natural dos organismos vivos aos estímulos que ocorrem no ambiente (Lima, 2001).

Diante do exposto, procurou-se com esse estudo, avaliar o impacto do uso de herbicidas na regeneração natural e no banco de sementes e propor o melhor método de controle das espécies daninhas gramíneas em área representativa de Cerrado campestre em processo de recuperação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARUCH Z, LUDLOW M. M, DAVIS R. Photosynthetic responses of native and introduced C_4 grasses from Venezuelan savannas. **Oecologia.** n. 67, p. 388-393. 1985

CHRISTOFOLLETI, P.J. Controle de plantas daninhas em Pinus taeda através do herbicida Imazapyr. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n.187, p.1-13, 1998

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos da saúva no Cerrado - os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a sua invasão pelo capim-gordura. **Revista Brasileira Botânica.** n. 42. p.147-153. 1982

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

HOOPER, E. et al. Barriers to Forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v.42, p.1165-1174. 2005

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, 42, p.1–13, 2010.

LIMA, J. S. Processos Biológicos e o biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N.B.; MARTOS, H.L; BARRELA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. 1 ed. São Paulo: EDUC, p. 95-115. 2001

MACK, R.N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications,** 10: p. 689-710, 2000

MOREIRA, L.; ASSAD, E. D. **Segmentação e classificação supervisionada para identificar pastagens degradadas.** Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997

NETO, G. G; MORAIS, R. G. Recursos medicinais de espécies do Cerrado de Mato Grosso: um estudo bibliográfico. **Acta Botânica Brasileira.** vol.17 n.4 São Paulo Oct./Dec. 2003

OGDEN, J. A. E. and REJMÁNEK, M. Recovery of native plant communities after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: implications for management. **Biological Conservation**, v.125, p.427-439, 2005

PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Eds.). **Biological indicators of soil health.** Boca Raton: CRC Press, 1997. 268 p.

PÉREZ, E.M; SANTIAGO, E.T. Dinámica estacional del banco de semillas en una sabana en los Lhanos Centro-Orientales de Venezuela. **Biotropica,** v.33, p.435-446, 2001.

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. **Biodiversity & Conservation**. n. 8. p.1281-1294. 1999

REGAN, T.J. et al. Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. **Ecology Letters**, v.9, p.759-766, 2006

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 2. p.151–212.

SANTOS, J. B. et al. Atividade microbiana do solo após aplicação de herbicidas em sistemas de plantio direto e convencional. **Planta Daninha**, v. 23, n. 4, p. 683-691, 2005.

TOLEDO, R.E.B. et al. Comparação dos custos de quatro métodos de manejo de *Urochloa decumbens* Stapf em área de implantação de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden. **Revista Árvore**, Viçosa, v.20, n.3, p.319-330, 1996

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. **Invasive Alien Species: A toolkit of Best Prevention and Management Practices**. CAB International, Wallingford, Oxon, UK. 2001

ARTIGO CIENTÍFICO I

INFLUÊNCIA DA INFESTAÇÃO DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS NA REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA ÁREA EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO

GRASS COVER IN REGENERATION OF CERRADO CAMPESTRE IN THE RECOVERY PROCESS

Resumo

As áreas de Cerrado campestre possuem importante papel na manutenção de espécies florestais e herbáceas que, quando modificadas por ação antrópica, passam a ser ocupadas por espécies invasoras em detrimento daquelas nativas. Mesmo admitindo-se seu isolamento para a recuperação, a presença de plantas daninhas, principalmente gramíneas, pode diminuir a expressão da diversidade do banco de sementes do solo, comprometendo a restauração à condição natural. Assim, este trabalho tem como objetivo avaliar a influência da cobertura de gramíneas exóticas na regeneração natural em área representativa de Cerrado campestre. Para o estudo fitossociológico das espécies colonizadoras, foram demarcados dois ambientes com diferentes níveis de compactação e realizadas, em cada ambiente, avaliações sistemáticas quanto à riqueza e correlação entre espécies, destacando-se também as promissoras para recuperação. O aumento na porcentagem de gramíneas exóticas como o *Melinis minutiflora*, *Urochloa brizantha* e *Cynodon dactylon* resultou em redução do número de indivíduos, espécie e biomassa. Independentemente do nível de compactação, parcelas experimentais ausentes de indivíduos arbóreos, apresentaram percentagem da cobertura de gramíneas superior a 70%. Apesar de todas as adversidades à colonização dessa área degradada, existe um conjunto de espécies capaz de se estabelecer em tais condições. Espécies-chaves como: *Casearia sylvestris, Dalbergia miscolobium* e *Kielmeyera coriacea*, destacaram-se como as principais colonizadoras, indicando potencial para o uso em programas de recuperação de áreas degradadas em ambientes alterados de Cerrado campestre.

Palavras-chave: *Urochloa brizantha, Melinis minutiflora,* regeneração

Abstract

The areas of Cerrado campestre have an important role in the maintenance of forest and herbs species that, when modified by human action, are now occupied by invasive species native to the detriment of those. Even assuming its insulation to recovery, the presence of weeds,

especially grasses, can decrease the expression of the diversity of the soil seed bank, pledging to restore the natural condition. So, this study aims to evaluate the influence of the cover of exotic grasses on natural regeneration in a representative area of Cerrado campestre. For the phytosociological study of the colonizing species were delineated two areas with different levels of compression and implemented, in each environment, systematic evaluations regarding the correlation between species richness and, highlighting also those promising for recovery. The increase in the percentage of exotic grasses such as *Melinis minutiflora*, *Urochloa brizantha* and *Cynodon dactylon* resulted in reducing the number of individuals, species and biomass. Regardless of the level of compression, experimental plots absent of individual trees, showed levels of grass cover over 70%. Despite all the hardships to colonization of degraded areas, there is a number of species able to establish itself in such conditions. Key species as *Casearia sylvestris*, *Dalbergia miscolobium* and *Kielmeyera coriacea*, stood out as the main colonizer, indicating potential for use in the restoration of degraded areas in disturbed habitats of Cerrado campestre.

Keywords: *Urochloa brizantha, Melinis minutiflora,* regeneration

INTRODUÇÃO

A noção de recursos naturais inesgotáveis, dadas às dimensões continentais do Brasil, estimulou e ainda continua sendo usada como argumento para a expansão da fronteira agrícola sem a preocupação com o aumento, ou pelo menos, com a manutenção da produtividade das áreas já cultivadas. A consequência é o processo de fragmentação florestal intenso com grandes prejuízos à biodiversidade (Scariot et al., 2005; Martins, 2001).

Embora apresente imensa biodiversidade, o Cerrado vem sendo amplamente devastado. Dentre as constantes pressões antrópicas sofridas por este bioma, estão os desmatamentos para fins de pecuária e agricultura, as queimadas, as invasões biológicas por plantas daninhas ou por espécies selecionadas para supressão dessas (Meschede et al., 2007). O conflito entre riqueza biológica e pressão antrópica inseriu o Cerrado brasileiro entre as 25 áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade mundial (Brasil, 2002). A destruição desse ecossistema tem colocado diversas espécies sob o risco de extinção, fazendo com que muitas destas desapareçam antes mesmo de serem catalogadas.

Admitindo que o uso inadequado dos recursos naturais promove degradação ambiental, a restauração de áreas degradadas ganha papel relevante nesse quesito. A recuperação inicia-se com a criação de condições que impulsionem a sucessão ecológica (Anand and Desrochers, 2004), e a escolha correta das espécies que iniciarão esse processo é

essencial para o sucesso dos trabalhos. Assume-se então que a reconstrução do ambiente irá recuperar populações e biodiversidade (Schrott et al., 2005), e esta por sua vez, deve ser conservada para manter o funcionamento do ecossistema reconstruído (Lyons et al., 2005). Assim, é indispensável realizar estudos sobre a composição florística e a ecologia das comunidades arbóreas remanescentes em cada região para saber qual espécie melhor se adequa ao local, uma vez que estes definem o sucesso ou insucesso dos programas de recuperação. Ainda, segundo Chada (2004), esses estudos podem identificar espécies facilitadoras da sucessão natural, evidenciando as plantas daninhas que impediriam e/ou diminuiriam o sucesso na recuperação da área.

Diversos autores têm mencionado como principais empecilhos à sucessão o alto grau de compactação do solo, a retirada da camada superficial rica em matéria orgânica e a invasão de espécies agressivas, principalmente aquelas consideradas daninhas com metabolismo do tipo C_4 (Pivello et al., 1999; Martins et al., 2004).

Segundo Grime (1979), as plantas ruderais habitam locais de baixo estresse ambiental e alta intensidade de distúrbio, bastante irrigadas e adubadas, mas intensivamente cultivadas com espécies de ciclo relativamente curto. Essas espécies são usualmente herbáceas, com rápido ciclo de desenvolvimento e alta produção de propágulos.

A cobertura inicial do solo por espécies herbáceas e subarbustivas pode proteger o solo (Pausas et al., 1999) e gerar condições ecológicas mais favoráveis ao estabelecimento de espécies arbustivas e arbóreas. Por outro lado, essas comunidades invasoras, quando muito agressivas, podem intensificar a competição por recursos, seguindo um modelo de inibição com consequente atraso no processo de regeneração (Connell and Slatyer, 1977).

Em seu processo evolutivo, as plantas gramíneas adquiriram grande agressividade, caracterizada por elevada e prolongada capacidade de produção de diásporos dotados de alta viabilidade e longevidade, que são capazes de germinar de maneira descontínua, em muitos ambientes; e se caracterizam por alta agressividade e baixa capacidade competitiva. Dentre estes, podemos destacar a competição por água, luz e nutrientes, alelopatia, atuação como hospedeiras intermediárias de pragas e patógenos e o aumento de riscos de incêndios, que descaracteriza as fisionomias e modifica a estrutura do ecossistema como um todo. Alguns estudos mostram que, devido à intensa produtividade dessas gramíneas, que geram grande quantidade de biomassa combustível - especialmente na época seca, quando suas partes epígeas tornam-se dessecadas - podem alterar o regime de fogo das áreas invadidas, facilitando a ocorrência de grandes incêndios (Hughes et al. 1991; D’Antonio and Vitousek 1992; Asner and Beatty 1996). Além desses fatores, há também um aumento progressivo nos

custos de mão-de-obra necessária para as operações de limpeza e manutenção (Toledo et al., 1996). A invasão por plantas daninhas representa um grave problema para o funcionamento dos ecossistemas e uma ameaça para a diversidade vegetal nativa.

Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo, avaliar a influência da cobertura de gramíneas exóticas na regeneração natural em área representativa de Cerrado campestre em processo de recuperação.

MATERIAL E MÉTODOS

A área estudada localiza-se no município de Diamantina, no Complexo da Serra do Espinhaço, no estado de Minas Gerais, situado nas coordenadas geográficas de 18º25’53”S de latitude e 43º60’36”W de longitude a uma altitude de 1130m. O regime climático da Serra do Espinhaço Meridional, região de Diamantina, é tipicamente tropical, Cwb na classificação de Köppen, caracterizado por verões brandos e úmidos e invernos mais frescos e secos. A precipitação média anual varia de 1250 a 1550 mm e a temperatura média anual situa-se na faixa de 18º a 19ºC, sendo predominantemente amenas durante todo o ano, devido às superfícies mais elevadas dessa serra. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6%.

A vegetação predominante na área de estudo pode ser caracterizada como Cerrado campestre (Ribeiro e Walter , 2008).

A área em estudo foi isolada em 2002, procedendo posteriormente a recuperação ambiental por meio do plantio ao acaso de mudas de espécies exóticas locais, a saber: *Acacia mangium, Bauhimia variegata, Cedrela fissilis, Ceiba speciosa, Copaifera langsdorffii, Ficus beijamina, Jacaranda mimosifolia, Handroanthus impetiginosus, Handroanthus serratifolius,* entre outras; concomitantes ao semeio de algumas espécies de gramíneas exóticas como *Melinis minutiflora*.

O solo classificado como neossolos quartizarênicos distróficos, possui elevado teor de areia e baixo teor de matéria orgânica, o que minimiza a disponibilidade dos nutrientes para as plantas. Teores de fósforo (P) e potássio (K) foram classificados como muito baixos em comparação com os valores nutricionais dos solos do Estado de Minas Gerais fornecida por Alvarez Venegas et al. (1999).

Para o estudo fitossociológico das espécies colonizadoras foram estabelecidos dois tratamentos identificados pela demarcação de ambientes com 50 x 100 m (5000 m²). A divisão da área em dois ambientes se deu pelo fato de uma diferença aparente na compactação

entre os mesmos; sendo esta comprovada por meio de ensaio de resistência à penetração do solo, indicando que o Ambiente I possui uma resistência à penetração do solo de 136,5 KPa e o Ambiente II, 198,6 KPa. Em cada ambiente (tratamento) foram plotadas 18 parcelas de 5 x 5 m (25 m²), distribuídas de forma sistemática a cada 10 metros. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos existentes no interior das parcelas foram identificados, plaqueteados e mensurados em altura (metros) e circunferência (centímetro), utilizando régua de 60 cm e/ou fita métrica. As circunferências foram tomadas na base das plantas (CAS). As espécies foram classificadas nas famílias reconhecidas pelo sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG, 2003).

O levantamento florístico da regeneração natural foi realizado no mês de março de 2009. Para a análise florística, foram utilizados os seguintes parâmetros, a saber:

Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H')

Este índice é calculado com base no número de indivíduos de cada espécie e no total de indivíduos amostrados, atribuindo maior valor às espécies raras, sendo um dos melhores índices para ser usado em comparações, caso não haja interesse em separar abundância de raridade (FELFILI et al., 2003).

$$H' = \frac{[N \, x \ln(N) - \sum_{i=1}^{S} ni \, x \ln(ni)}{N}$$

em que:

H'= índice de diversidade;

N = número total de indivíduos amostrados;

ni= número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie;

S = número de espécies amostradas; e

ln = logaritmo neperiano;

Índice de Equabilidade de Pielou (J)

A *"Equabilidade de Pielou (J)"* é calculada pelo emprego da expressão:

$$J = \frac{H'}{H'máx}; \; H'máx = ln(S)$$

em que:

H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver;

H'máx = diversidade máxima;

S = número total de espécies amostradas.

Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM)

O *"Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM)"*, fornece uma idéia geral da composição florística da floresta, pois, indica, em média, o número de árvores de cada espécie que é encontrado no povoamento. Dessa forma, tem-se um fator para medir a intensidade de mistura das espécies dada as condições de variabilidade da mesma. De acordo com Lamprecht (1964), esse quociente fornece o número médio de plantas por espécie, na área estudada, de forma a facilitar a análise da composição florística.

O *"Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM)"* é calculado pelo emprego da expressão:

$$Qm = \frac{n^{o}\ de\ espécies\ (S)}{n^{o}\ total\ de\ indivíduos\ (N)}$$

A biomassa foi estimada por meio da dominância, expressa em m²/ha.

Para a análise da cobertura de gramíneas infestantes, cada uma das 36 parcelas de 25m² foi dividida em subparcelas de 1m², sendo obtida a percentagem de cobertura de gramíneas (CTG) por meio da abundância de cobertura estimada visualmente pelo método da escala de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1979). Também foi estimada a massa fresca da parte aérea, para isso, as plantas foram cortadas rente ao solo utilizando um gabarito de 25x25 cm.

Após o levantamento, os dados de CTG foram correlacionados com o número de indivíduos, espécie e biomassa das espécies regenerantes pelo *"Coeficiente de Correlação de Pearson"*, por meio do programa computacional *BioEstat versão 5.0.*

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verifica-se na Tabela 1, que no conjunto das 36 parcelas avaliadas foram registrados 169 indivíduos, sendo 93 para o Ambiente I, correspondente a 55,03% e 76 para o Ambiente II, correspondente a 47,97% dos indivíduos amostrados.

A riqueza para a área em estudo foi de 17 espécies. Segundo Andrade et al. (2002), as espécies que conseguem colonizar e se estabelecerem em áreas degradadas com extrema deficiência nutricional, física e biológica, como os encontrados para a área do presente estudo, devem ser alvo de estudos para viabilizar seu uso nos programas de recuperação de áreas degradadas em sua região de ocorrência.

A dominância, definida como a área de projeção da copa por espécie e por unidade de área, foi utilizada para expressar a influência de cada espécie na comunidade por meio de sua biomassa. As parcelas que não apresentaram nenhum indivíduo arbóreo, ou seja, biomassa

igual à zero para tal grupo de plantas, em grande maioria evidenciaram percentagem da cobertura de gramíneas superior a 70%.

Tabela 1: Valores do número de indivíduos (NI), riqueza (S), biomassa em m²/ha e porcentagem de cobertura de gramíneas (CTG) das espécies colonizadoras em uma área de Cerrado campestre em processo de recuperação. Diamantina – MG.

Ambiente I (136,5 KPa*)				**Ambiente II (198,6 KPa*)**			
Parcela	**NI**	**S**	**Biomassa**	**Parcela**	**NI**	**S**	**Biomassa**
1	3	3	3,16	19	4	4	1,37
2	4	3	1,16	20	9	4	3,23
3	19	5	3,66	21	16	7	4,52
4	8	3	1,27	22	13	5	4,02
5	16	2	1,91	23	22	4	5,21
6	6	3	1,73	24	8	3	2,66
7	1	1	1,25	25	0	0	0,00
8	1	1	0,64	26	0	0	0,00
9	2	1	0,33	27	0	0	0,00
10	2	2	1,75	28	0	0	0,00
11	0	0	0,00	29	0	0	0,00
12	8	6	2,02	30	1	1	2,46
13	20	5	8,96	31	0	0	0,00
14	2	2	5,01	32	0	0	0,00
15	0	0	0,00	33	0	0	0,00
16	0	0	0,00	34	2	1	1,02
17	1	1	0,72	35	1	1	0,15
18	0	0	0,00	36	0	0	0,00

*Nível de compactação estimado pela resistência à penetração do solo.

Para o Ambiente I, as espécies de maiores representatividades foram a *Casearia sylvestris* e *Dalbergia miscolobium* que respectivamente apresentam 34,73% e 17,20% dos indivíduos avaliados. A elevada representatividade de *C. sylvestris* enfatiza a importância da presença da fauna nos processos de recuperação de áreas, uma vez que seus propágulos são dispersados principalmente por meio da avifauna. A concentração de indivíduos dessa espécie

ocorreu ao longo da periferia da mata, correspondendo à cerca que limita a área de estudo, logo, proporcionando um “poleiro artificial”, facilitando o processo de dispersão. Segundo Holl et al. (2000), poleiros artificiais são métodos potenciais para aumentar a dispersão de sementes, facilitando o restabelecimento da vegetação. Outro aspecto relevante, é que dos 34,73% dos indivíduos amostrados para essa espécie, 60,87%, ocorreram em áreas em que a porcentagem da cobertura de gramínea foi baixa, como na parcela 5 por exemplo (Tabela 1). As espécies *Urochloa brizantha* e *Cynodon dactylon* predominaram entre as espécies como gramíneas infestantes.

Já para o Ambiente II, a maior representatividade foi para as espécies *Kielmeyera coriacea* e *Dalbergia miscolobium* que respectivamente representam 44,74% e 17,11% dos indivíduos avaliados. Segundo Nunes et al. (2002), estas espécies são comuns em áreas naturais do Cerrado. Isso devido à capacidade de rebrota a partir das gemas de suas raízes que permaneceram no subsolo de sítios minerados e também a sua forma de dispersão. Assim estas espécies podem estar agindo como facilitadoras no modelo de sucessão natural proposto por Connell and Slatyer (1977), induzindo o estabelecimento de outras espécies na área, contudo, acelerando o processo de recuperação ambiental.

Constata-se neste estudo que as parcelas em que a resistência à compactação foi superior a 198,6 KPa, houve uma redução na densidade de indivíduos, o que confirma maior dificuldade de desenvolvimento dos indivíduos regenerantes em solos que se apresentam mais compactados. Nessas parcelas, foram levantados 86 indivíduos, sendo que 34,88% foram representados pela espécie *Kielmeyera coriacea* e 17,44% pela *Casearia sylvestris.* Vale lembrar que as espécies citadas são regenerantes para a área de estudo; assim, estas mostraram uma maior adaptabilidade a solos compactados, enfatizando seu uso em programas de recuperação de áreas degradadas em ambiente de Cerrado campestre.

O decréscimo no índice de diversidade de Shannon-Weaver (H’) entre os dois ambientes analisados (Tabela 2) ocorreu principalmente devido ao menor número de indivíduos presente no Ambiente II do que ao número de espécies presentes; embora tenha acarretado em um ligeiro aumento na Equabilidade de *Pielou (J’),* significando que no Ambiente II há um maior número de indivíduos dominantes para a área estudada quando comparado ao Ambiente I.

Tabela 2: Valores de diversidade, equabilidade e do coeficiente de mistura das espécies colonizadoras em uma área em processo de recuperação em Diamantina –MG. Em que: H' = índice de diversidade de Shannon; J'= índice de equabilidade de Pielou e QM= coeficiente de Mistura de Jentsch.

Inventário	H'	J'	QM
Ambiente I	2,197	0,830	1:7
Ambiente II	1,843	0,838	1:6

Segundo Alvarenga et al. (2006), equabilidade máxima (J'=1) significa uniformidade máxima e equabilidade mínima (J'=0), quando há uma espécie dominante; logo, nota-se que a concentração de espécies dominantes e a concentração de espécies não dominantes encontram-se em equilíbrio.

Torna-se difícil a comparação da diversidade da regeneração natural citada, devido às diferenças metodológicas utilizadas como: a área amostrada, base logarítmica, fitogeografia da região, limites para a inclusão de indivíduos, tamanho e idade do povoamento, entre outros.

Apesar da dificuldade de comparações de índices de diversidade, os valores encontrados neste trabalho são similares aos reportados para a regeneração natural em áreas degradadas por mineração em Cerrado.

O *"Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM)"*, fornece uma ideia geral da composição florística da área estudada sendo este para o Ambiente I de 1:7 e para o Ambiente II, 1:6. Estes dados representam o número de indivíduos amostrados em relação às espécies encontradas na comunidade, ou seja, a cada quantos indivíduos amostrados encontram-se uma nova espécie.

A média da percentagem de cobertura de gramíneas, estimado pelo método de Braun-Blanquet, para o Ambiente I foi de 73,33% enquanto que para o Ambiente II esse valor foi de 57,00%. Já a média de matéria fresca da parte aérea para os respectivos ambientes foram 1041,92 g/m² e 822,72 g/m². Em estudo realizado por Martins (2006) em uma área definida como Cerrado Ralo (Ribeiro e Walter, 2008) foi encontrado uma média da percentagem de cobertura de gramíneas entre 42% e 68% e biomassa média total registrada entre 670 g/m² e 890 g/m². Assim, mesmo admitindo-se a existência de importantes espécies para a recuperação das áreas em estudo, ou seja, aquelas que toleraram bem a compactação, a presença de plantas daninhas gramíneas podem diminuir consideravelmente o

desenvolvimento das arbóreas pelo recobrimento rápido do solo e impedimento da germinação do banco nativo de sementes.

O estabelecimento de gramíneas exóticas como o *M. minutiflora*, *B. brizantha* e *C. dactylon* causa um retrocesso no processo de regeneração natural, como pode ser observado analisando-se a Figura 1. Nota-se que as correlações negativas ocorridas entre o número de indivíduos (A e D), espécie (B e E) e biomassa (C e F) para os indivíduos regenerantes e a cobertura de gramíneas exóticas, mostram que ambas tendem a não ocorrerem juntas em uma mesma área, isso porque de acordo com Moraes et al. (2003), as gramíneas são competidoras bastante eficientes. É possível que após determinado tempo de colonização, ocorra efeito químico na rizosfera de atuação das gramíneas, diminuindo a capacidade germinativa ou de propagação assexuada por outras espécies. Essa evidência foi confirmada por Martins et al. (2006) quando testaram o efeito de extratos de solo rizosférico obtidos em pastagem de *B. brizantha* formada a mais de cinco anos sobre a germinação da própria *B. brizantha* – sem efeito; e inibindo parcialmente a germinação de sementes das espécies *Sida rhombifolia* e *Panicum maximum*.

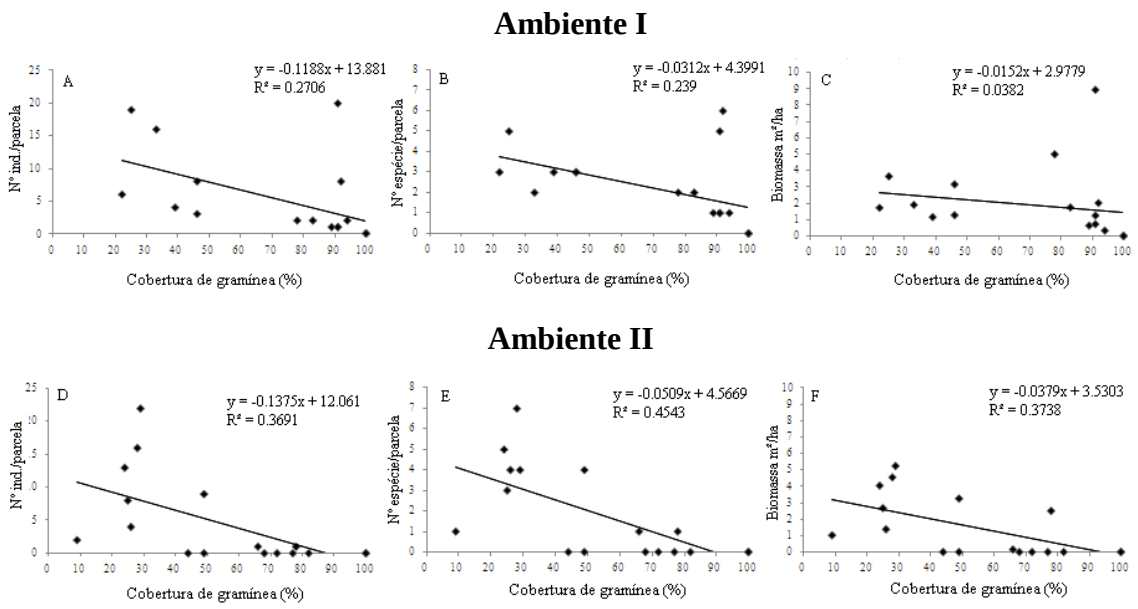

Figura 1: Correlação de Pearson entre a porcentagem da cobertura de gramíneas, número de indivíduos, espécie, biomassa para uma área de Cerrado campestre em processo de recuperação. Diamantina, MG. Em que: Ambiente I (A, B e C) e Ambiente II (D, E e F).

Essas espécies se enquadram no modelo de sucessão ecológica do tipo inibidor proposto Connel e Statyer (1977), onde se estabelecem, formam populações densas e inibi a

chegada de outras espécies. Neste caso específico, isso pode está ocorrendo principalmente, pela grande capacidade das gramíneas formarem densas coberturas e concorrerem principalmente por luz, dificultando a germinação das sementes das espécies pioneiras que demandam luz direta para germinação de suas sementes e o desenvolvimento das plântulas.

Segundo Zahawi and Augspurger (1999), a agressividade de *M. minutiflora*, pode inibir a regeneração de espécies mais tardias na sucessão florestal, avaliando a dominância de uma espécie arbustiva em sucessão secundária em trabalho realizado no Equador. O destaque de *M. minutiflora* nas duas topossequências estudadas e a riqueza específica elevada da família Poaceae condiz com a agressividade de espécies de gramíneas na colonização de grandes áreas abertas, via propagação clonal ou por sementes.

Esse padrão de colonização inicial por espécies herbáceas e subarbustivas ruderais e invasoras pode ser atribuído a uma série de fatores como a ampla distribuição geográfica desse grupo de plantas, podendo resultar em ampla tolerância ecológica a fatores ambientais e a proximidade de áreas com experimentos agrícolas e pastagens (Araújo et al., 2007). Além disso, a síndrome de dispersão predominantemente anemocórica, facilitaria a chegada de sementes. Para uma porcentagem de cobertura de gramíneas inferior a 50%, houve maior representatividade tanto para o número de indivíduos, espécie e biomassa. Porém quando a porcentagem de gramínea presente na área de estudo, tanto para o Ambiente I e Ambiente II, foi superior a 85%, verificou-se a ocorrência de alguns indivíduos presentes nos ambientes. Esse fato é justificado devido a altura dos mesmos ser elevada em relação as demais espécies, assim os efeitos de competição entre as espécies regenerantes e as gramíneas exóticas foram minimizados.

CONCLUSÃO

Conclui-se que nas parcelas que apresentam porcentagem cobertura de gramíneas superior a 50% há menor representatividade para o número de indivíduos, espécie e biomassa; embora indivíduos de maior porte consigam se estabelecer em parcelas onde a cobertura de gramínea é superior à 85%.

Apesar de todas as adversidades à colonização dessa área degradada, existe um conjunto de espécies capazes de se estabelecerem em tais condições. As espécies: *Casearia sylvestris*, *Dalbergia miscolobium* e *Kielmeyera coriacea*, se destacaram como as principais colonizadoras da área estudadas, indicando potencial para o uso em programas de recuperação de áreas degradadas em ambientes alterados de Cerrado campestre.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, A. P. et al. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, v. 12, n. 4, p. 360-372, out./dez. 2006.

ANAND, M and DESROCHERS, R. E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Restoration Ecology**, v.12, n.1, p.117-123, 2004.

ANDRADE, L. A.; et al. Análise da vegetação arbóreo-arbustiva, espontânea, ocorrente em taludes íngremes no município de Areia-Estado da Paraíba. **Revista Árvore**. v.26, n.2, p.165-172, 2002.

APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Bot. J. Lin. Society** , v.141, p.399–436, 2003.

ARAUJO, J.C.; MOURA, E.G.; AGUIAR, A.C.F. e MENDONCA, V.C.M.. Supressão de plantas daninhas por leguminosas anuais em sistema agroecológico na Pré-Amazônia. **Planta Daninha**, v.25, n.2, p. 267-275, 2007.

ASNER, G. P and BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant & Soil**. v.186, p.205-211, 1996.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: MMA/SBF, 2002. 404 p.

BRAUN-BLANQUET, J. Fitosociologia. **Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. Madrid: H. Blume Ediciones, 1979. 820p.

CHADA, S. S. et al. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, v.28, n.6, p.801-809, 2004.

CONNELL, J. H. and SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **Am. Nat**., v.111, p.1119-1140, 1977.

D´ANTONIO, C. M. and VITOUEK, P. M. Biological invasions by exotics grasses, the grass/fire, and goal change. Annu. **Rev. Ecol. Syst**. v.23, p.63-87, 1992.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. Conceitos e métodos em fitossociologia. **Comunicações-Técnicas Florestais**, Brasília (Universidade Federal de Brasília), v.5, n.1, 2003.

GRIME, J. P. Estrategias de adapatación de las plantas y procesos que controlan la Vegetación. Mexico, D.F.: **Noriega**, v.1, p.79-87, 1979.

HOLL, K. D. et al. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. **Restoration Ecology**. v.8, n.4, p.339-349, 2000.

HUGHES, F. and VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **O ecologia**. v.93, p.557-563, 1993.

HUGHES, F.et al. Alien grass invasions and fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **Ecology**, v.72, n.2, p.743-746, 1991.

LYONS, K. G. et al. Rare species and ecosystem functioning. **Conservation Biology**, v.19, n.4, p.1019-1024, 2005.

MARTINS, D. et al. Potencial alelopático de soluções de solo cultivado com *Urochloa brizantha*: efeitos sobre a germinação de gramíneas forrageiras e plantas daninhas de pastagens. **Planta Daninha**, v.24, n.1, p.61-70, 2006.

MARTINS, C.R. et al. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v.5, p. 739-747, 2004.

MESCHEDE, D.K. et al. Avaliação de diferentes coberturas na supressão de plantas daninhas no Cerrado. **Planta daninha**, v.25, n.3, p. 465-471, 2007.

NUNES, R. V. et al. Intervalos de classe para abundância, dominância e freqüência do componente lenhoso do Cerrado sentido restrito no Distrito Federal. **Revista Árvore**, v.26, n.2, p. 173-182, 2002.

PAUSAS, J. G. et al. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. **Acta Oecologica**, Paris, v.20, n.5, p.499-508, 1999.

PIVELLO, V. R. et al. Abundance and distribution of native and alien grasses in a Cerrado (Brazilian savannas) Biological Reserve. **Biotropica**, v.31, n.1, p.72-82, 1999.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 2. p.151–212.

SCARIOT, A; et al. Vegetação e Flora, RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2005, p-103-123.

SCHROTT, G. R. et al. Demographic limitations of the ability of habitat restoration to rescue declining populations. **Conservation Biology**, v.19, n.4, p.1181-1193, 2005.

TOLEDO, R. E. B. et al.Comparação dos custos de quatro métodos de manejo de *Urochloa decumbens* Stapf em áreas de implantação de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Árvore**, v.20, n.3, p.319-330, 1996.

ZAHAWI, R. A and AUGSPURGER, C. K. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica**, v.31, n.4, p.540-552, 1999.

ARTIGO CIENTÍFICO II

AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE UMA ÁREA EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO EM CERRADO CAMPESTRE

EVALUATION OF THE SEED BANK IN AN AREA IN RECOVERY PROCESS IN CERRADO CAMPESTRE

Resumo

Os estudos que tratam da interferência de plantas daninhas em agroecossistemas têm produzido resultados de pesquisa abundantes para campos de produção de grãos e pastagens, contudo, poucos trabalhos relatam o efeito da presença de tal grupo de plantas em áreas degradadas isoladas para recuperação. Diante disso, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência do banco de sementes no solo no processo de restauração ambiental de uma área representativa de cerrado campestre pela presença de plantas daninhas gramíneas. Para a avaliação do banco de sementes, foram selecionados três ambientes: dois degradados e um ambiente referência (conservado) de cerrado campestre. O procedimento de coleta das amostras de solo ocorreu em duas estações (seca e chuvosa), e as amostras foram avaliadas em trezentos dias. Foi verificado,durante a avaliação, apenas seis espécies nativas, e somente duas com hábito de vida arbóreo. A maior parte das sementes germinadas para os ambientes degradados em ambas as coletas foram identificadas como invasoras na área de estudo. Neste sentido, o banco de sementes do solo local não é suficiente para que haja recuperação por meio da sucessão ecológica dessas áreas, sendo recomendo o uso técnicas visando acelerar a restauração desses ambientes.

Palavras-chave: restauração de áreas degradadas, plantas daninhas, *Melinis minutiflora*

Abstract

Studies dealing with the interference of weeds in agroecosystems have produced search results for abundant grain production fields and pastures, however, few studies have reported the effect of the presence of such a group of isolated plants in degraded areas to recover. Therefore, this study aims to evaluate the influence of the soil seed bank in the process of environmental restoration of a representative area of cerrado campestre by the presence of weed grasses. To assess the seed bank, they were selected three environments: two degraded environments and one reference environment (conserved) of cerrado campestre. The

procedure for collecting soil samples occurred in two seasons (dry and wet), and the samples were evaluated in three hundred days. During the evaluation, were found only six native species, and only two have a habit of arboreal life. Most seeds germinated for degraded environments in both collecting samples were identified as invasive in the study area. In this sense, the soil seed bank site is not deemed sufficient for recovery through ecological succession in these areas, and recommend the use of techniques to accelerate the restoration of these environments.

Keywords: restoration of degraded areas, weeds, *Melinis minutiflora.*

INTRODUÇÃO

A crescente demanda pelos recursos naturais que é motivo do cenário atual das grandes áreas degradadas em todo o país tem levado à extinção de várias espécies mesmo antes delas serem reconhecidas. Constantes processos de corte e queima da vegetação para fins agropecuários, dessecação de grandes áreas com glyphosate, exploração de madeira e minerais, alteram a estrutura natural do ecossistema. Segundo Caldato et. al (1996), o que era para ser um processo lento e equilibrado, a ação antrópica alterou este equilíbrio e acelerou bruscamente o processo de extinção das espécies.

Os estudos que tratam da interferência de plantas daninhas e agroecossistemas têm produzido resultados de pesquisa abundantes para campos de produção de grãos e pastagens, contudo, poucos trabalhos relatam o efeito da presença de tal grupo de plantas em áreas degradadas isoladas para recuperação.

O bioma Cerrado tem apresentado maior pressão antrópica, decorrente principalmente da atividade pecuária (Sano et al. 2002). O efeito dessa antropização, sobre as espécies encontradas em áreas originalmente sob vegetação de Cerrado, pode ser analisado sob o ponto de vista ecológico, como as perdas da riqueza das espécies nativas (Felfili e Silva Júnior, 2001) e o de produção agropecuária, na qual as espécies nativas que se mantiveram na área agricultável podem ser consideradas invasoras e assim comprometem a produtividade agrícola (Pott et al., 2006).

O principal meio de regeneração das espécies, após um distúrbio, dá-se por meio do banco de sementes do solo. O banco de sementes atua como um reservatório de diversidade genética vegetal que pode ser usado para restaurar zonas perturbadas ou recuperar espécies da flora que está em via de extinção (Pérez et al., 2001), todavia, é um recurso que deve ser avaliado quanto à sua composição para evitar a infestação de plantas exclusivamente ruderais.

Denomina-se banco de sementes no solo todas as sementes viáveis nesse compartimento ou associadas à serrapilheira para uma determinada área num dado momento (Simpson et al.,1989). É um sistema dinâmico com entrada de sementes trazidas pela chuva de sementes e dispersão, podendo ser transitório, com sementes que germinam dentro de um ano após o início da dispersão, ou persistente, com sementes que permanecem no solo por mais de um ano. Esta persistência personifica, segundo Simpson et al.(1989), uma reserva do potencial genético acumulado.

A variabilidade e densidade botânica de um povoamento de sementes no solo, em um dado momento, são o resultado do balanço entre entrada de novas sementes e perdas por germinação, deterioração, parasitismo, predação e transporte (Carmona, 1992, Price et al., 1997).

Avaliando-se a composição do banco de sementes pode-se predizer a composição inicial da vegetação após um distúrbio. As informações sobre o banco de sementes podem subsidiar investigações sobre três aspectos da vegetação: sua composição, abundância relativa das espécies recentemente instaladas e o potencial de distribuição de cada espécie (Welling et al., 1988). A composição do banco de sementes é função da composição das sementes produzidas pela vegetação e a longevidade das sementes de cada espécie, sob as condições locais (Valk and Pederson, 1989).

A adoção de técnicas de manejo a partir da utilização de banco de sementes pode ser eficaz na restauração de áreas degradadas, no entanto, para se obter sucesso é preciso conhecê-lo (Costalonga et al., 2006). Mas, sua utilização não elimina as incertezas da germinação e sobrevivência das plântulas, uma vez que estas estão associadas às condições ambientais determinantes do sucesso ou não do plano de revegetação (Valk and Pederson, 1989).

A perturbação contínua de uma área pode levar ao esgotamento progressivo do banco de sementes, tornando o local com restrições para regenerar na primeira fase da sucessão. Locais muito abertos e ensolarados propiciam a entrada de propágulos de plantas daninhas gramíneas, que impedem a regeneração natural da floresta (Nogueira e Nogueira, 1991). Nóbrega et al. (2009) cita que em áreas de florestas, capoeiras e pastos perturbados, foi evidenciado que a diversidade de espécies arbóreas no banco de sementes e, principalmente, das espécies dos estágios mais avançados de sucessão foi reduzida.

Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência do banco de sementes do solo no processo de restauração ambiental de uma área perturbada pela presença de plantas daninhas gramíneas, localizado no Alto do Jequitinhonha, Minas Gerais.

MATERIAL E MÉTODOS

A área estudada tem tamanho aproximado de 1 ha, localizada no município de Diamantina região do Alto Jequitinhonha, no Complexo da Serra do Espinhaço, estado de Minas Gerais, situado nas coordenadas geográficas de 18º25’53”S de latitude e 43º60’36”W de longitude a uma altitude de 1130 m. O regime climático é tipicamente tropical, Cwb na classificação de Köppen, caracterizado por verões brandos e úmidos (outubro a abril) e invernos mais frescos e secos (junho a agosto). A precipitação média anual varia de 1250 a 1550 mm e a temperatura média anual situa-se na faixa de 18º a 19ºC, sendo predominantemente amenas durante todo o ano, devido às superfícies mais elevadas dessa serra. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6%.

A vegetação predominante na área de estudo pode ser caracterizada como cerrado campestre (Ribeiro e Walter, 2008).

A área em estudo foi isolada em 2002, procedendo posteriormente a restauração ambiental por meio do plantio ao acaso de mudas de espécies exóticas locais (alóctones), a saber: *Acacia mangium, Bauhimia variegata, Cedrela fissilis, Ceiba speciosa, Copaifera langsdorffii, Ficus beijamina, Jacaranda mimosifolia, Handroanthus impetiginosus, Handroanthus serratifolius,* entre outras; concomitantes ao semeio de algumas espécies de gramíneas como *Melinis minutiflora* P. Beauv. e *Urochloa decumbes* (Stapf) RD, Wabster, com o simples objetivo de recobrir o solo e protegê-lo contra o processo erosivo.

Para a avaliação do banco de sementes na área de estudo, foram selecionados três ambientes, sendo dois degradados e um ambiente referência (conservado) de cerrado campestre em área adjacente ao estudo. Em cada ambiente foram coletadas 16 amostras com o auxílio de um gabarito (estrutura metálica vazada com 25 cm x 25 cm x 5 cm), compondo por amostra um volume total de 0,003125 m³ e uma área de 0,0625 m². As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos pretos, identificados por etiquetas e posteriormente transportadas para o Centro Integrado de Propagação de Mudas da Engenharia Florestal (CIPEF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), onde foram passadas em uma peneira grossa (4,0 mm), para retirar tocos, raízes e torrões, sendo posteriormente homogeneizadas. As amostras de solo foram depositadas em bandejas plásticas de 0,004106 m³, contendo 2,0 cm de areia esterilizada em estufa de secagem com circulação e renovação de ar a 128°C por uma hora, e perfuradas para facilitar a drenagem do solo. Em seguida, essas foram acondicionadas em casa de vegetação sob irrigações diárias controladas no decorrer do experimento, mantendo a umidade das mesmas próximas a capacidade de campo. Também foram depositadas dentro da casa de vegetação, bandejas

controle com areia esterilizada, para verificar a possibilidade de contaminação com sementes externas dentro da casa de vegetação.

A avaliação do banco de sementes do solo foi realizada por meio do método indireto, por identificação das plântulas originadas da germinação das sementes presentes nas amostras (Baskin and Baskin, 1989).

O procedimento de coleta das amostras de solo para o desenvolvimento do presente estudo ocorreu em duas etapas: 1) estação seca (julho de 2010), com temperatura média máxima mensal de 21,8º C e precipitação média de 1,8mm e; 2) estação chuvosa (dezembro de 2010) apresentando temperatura média máxima mensal de 26,6º C e precipitação média de 294,8 mm. Assim, a contagem das plântulas oriundas do banco de sementes do solo foi realizada por um período de dez meses, totalizando 22 dias de contagem e trezentos dias de avaliação.

No último dia de contagem de ambas as coletas, foi realizada a identificação das plântulas emergidas, por meio de chave botânica, consultas a herbários e literatura.

Para a análise florística do banco de sementes, foram utilizados os seguintes parâmetros, a saber: índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), índice de equabilidade de *Pielou* (J) e o índice de similaridade de Sorensen (SO).

A avaliação da emergência das plântulas foi realizada durante um período de 100 dias após a instalação do experimento. O índice de velocidade de emergência (IVE) (Nakagawa, 1999) e o tempo médio de germinação (Tm) (Edmond and Drapala, 1965), foram calculados para o banco de sementes de cada ambiente, conforme as expressões descritas abaixo.

$$IVE = \frac{N_1}{D_1} + \frac{N_2}{D_2} + \cdots + \frac{N_n}{D_n}$$

em que: IVE = Índice de velocidade de emergência; N_1 = n° de plântulas emergidas na 1° contagem; D_1 = n° de dias para a primeira contagem; N_n = n° de plântulas emersas nas ultima contagem; D_n = n° de dias para a última contagem.

$$Tm = \frac{G_1T_1 + G_2T_2 + \cdots + G_nT_n}{G_1 + G_2 + \cdots + G_n}$$

em que: Tm = tempo médio necessário para atingir a germinação máxima; G_1, G_2 e Gm = número de sementes germinadas nos tempos T_1, T_2 e T_n respectivamente.

Os dados de IVE e Tm foram submetidos a testes de normalidade, homogeneidade e variância pelo Software Estatística 7.0. As médias de IVE e Tm foram submetidas ao teste Tukey à 5% de probabilidade.

Os dados foram analisados considerando-se delineamento inteiramente ao acaso (DIC), em esquema fatorial 3x2, sendo estudado o efeito dos três ambientes utilizados e das duas épocas de coleta do banco de sementes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a condução do experimento foi garantido a não contaminação das bandejas avaliadas, uma vez que não foi observada a emissão de plântulas nas bandejas controle.

Na Tabela 1, encontra-se a relação das espécies encontradas no estudo do banco de sementes e suas respectivas famílias botânicas para os três ambientes avaliados em ambas as épocas de coleta.

Tabela 1: Relação das espécies e respectivas famílias botânicas para o banco de sementes em três áreas avaliadas para as estações seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG.

	Espécie	**FV**	**Origem**	**Estação**
Acanthaceae	*Justicia pectoralis* Vault	H	EXO	S,C
Amaranthaceae	*Alternanthera tenella* Colla	H	NAT	C
	Amaranthus spinosus L.	H	EXO	S,C
	Aramanthus hybridus var. patulos (Betol.) Thell	H	EXO	S
Asteraceae	*Acanthospermum australe* (Loefl.) Kuntze	H	EXO	S,C
	Bidens pilosa L.	H	EXO	C
	Bidens subalternans DC.	H	EXO	S,C
	Chenopodium ambrosioides L.	H	EXO	S
	Conyza canadensis L.	H	EXO	C
	Emilia fosbergii Nicolson	H	EXO	S,C
	Galinsoga quadriradiata Ruiz & Pav.	H	EXO	S
	Hypochoeris brasiliensis (Less.) Griseb.	H	NAT	S
	Siegesbeckia orientalis L.	H	-	S
	Vernonanthura phosphorica (Vell.) H.Rob.	A	EXO	C

Brassicaceae	*Lepidium virginicum* L.	H	EXO	C
Cyperaceae	*Cyperus* sp.	H	EXO	S,C
Euphorbiaceae	*Euphorbia heterophylla* L.	H	EXO	C
	Ricinus communis L.	AR	EXO	C
Fabaceae - Caesalpinioideae	*Senna obtusifolia* (L.) H.S Irwin & Barneby	SAR	EXO	S,C
Fabaceae - Faboideae	*Aeschynomene dendiculata* Rudd	AR	EXO	S
	Desmodium tortuosum (Sw.) DC	H	EXO	S,C
Malvaceae	*Sida rhombifolia* L.	SAR	EXO	S,C
	Sida santaremnensis H. Monteiro	SAR	NAT	C
	Sidastrum micranthum (A. St.-Hil.)	SAR	EXO	C
Melastomataceae	*Lavoisiera* sp.	H	NAT	C
	Microlicia sp.	H	NAT	C
	Tibouchina granulosa (Desr.)Cogn.	AR	EXO	C
Oxalidaceae	*Oxalis corniculata* L.	H	EXO	S
Poaceae	*Urochloa decumbes* (Stapf) RD, Wabster		EXO	S,C
	Brachiaria plantaginea (Link) Hitchc.	H	EXO	C
	Cenchrus echinatus L.	H	EXO	S
	Digitaria sanguinalis (L.) Scop.	H	EXO	C
	Eleusine indica (L.) Gaertn.	H	EXO	S,C
	Lolium multiflorum Lam.	H	EXO	C
	Melinis minutiflora P. Beauv.	H	EXO	S,C
	Panicum maximum Jacq.		EXO	C
	Sorghum arundinaceum (Desv.) Stapf	H	EXO	S
Portulacaceae	*Portulaca oleracea* L.	H	EXO	S,C
Rubiaceae	*Diodia teres* Walter	H	EXO	S,C
	Spermacoce latifola Aubl.	H	NAT	S,C
Solanaceae	*Nicandra physaloides* (L.) Pers.	H	EXO	C
	Solanum americanum Mill.	H	EXO	C
	Espécie não identificada	H	EXO	S,C

Em que: FV (forma de vida); A (arbórea); AR (arbustiva); H (herbácia); SAR (subarbustiva); EXO (exótica); NAT (nativa); S (seca); C (chuvosa).

Foram encontradas 43 espécies em 17 famílias botânicas para as áreas de estudo, sendo que uma espécie não foi possível identificar. Somente *Alternanthera tenella*, *Hypochoeris brasiliensis*, *Sida santaremnensis*, *Microlicia* sp., *Spermacoce latifola e Lavoisiera* sp. são nativas para a área em questão, e de todas as espécies listadas, somente *Vernonanthura phosphorica* e *Tibouchina granulosa* possuem forma de vida arbóreo. A baixa densidade de sementes de espécies arbóreas encontradas no banco de sementes pode ser explicada pelo fato das áreas em estudo estarem em processo inicial de sucessão ecológica e não possuírem árvores matrizes circundando as mesmas nem fragmentos conservados ao entorno, o que dificulta na dispersão dos frutos. Saulei and Swaine (1988) estudaram o estabelecimento do banco de sementes no solo pela chuva de sementes, durante dois anos na Nova Guiné, e concluíram que o banco de sementes em floresta primária é constituído principalmente por sementes depositadas por plantas matrizes anteriormente presentes na floresta. Miranda Neto et. al. (2010), não constatou a germinação de espécies arbustivo-arbóreas em clareiras-testemunha, demonstrando que possivelmente as sementes oriundas da chuva de sementes do entorno não estavam conseguindo se estabelecer no local.

Vale ressaltar que existe tendência de redução na densidade de espécies herbáceas no banco de sementes e aumento de sementes arbustivas e arbóreas com o avanço na sucessão em florestas secundárias (Baider et al., 2001; Dalling, 2002), uma vez que, a medida que as espécies arbóreas vão se estabelecendo nestes locais vão proporcionar um maior sombreamento na área, como a maioria das espécies herbáceas são pioneiras, estas tendem a desaparecer. Para tanto, o enriquecimento desse banco de sementes depende, entre outros fatores, da proximidade com fragmentos conservados ao entorno da área que facilita a dispersão de sementes. Também podem ser adotadas técnicas de semeadura direta no banco de semente com espécies arbóreas desejáveis na restauração ambiental, acelerando assim o processo.

Na Tabela 2, encontram-se o número total de sementes germinadas, e a densidade total de sementes (sementes/m²), no banco de sementes de cada ambiente, para a coleta realizada no período seco (agosto de 2010) e chuvoso (dezembro de 2010).

Tabela 2: Total de sementes por data de coleta, média e número total de sementes por m² para três ambientes de Cerrado estudados para a estação seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG.

Estação	**Seca**				**Chuvosa**		
	Ambientes				**Ambientes**		
Dias	**I**	**II**	**III**		**I**	**II**	**III**
30	718	39	0		949	1697	0
37	54	0	0		592	598	0
41	243	189	0		195	76	20
62	110	82	0		236	121	8
69	359	50	0		169	64	4
79	357	46	0		186	58	5
89	32	0	0		101	42	7
100	158	26	0		105	39	4
111	340	39	0		36	49	5
126	348	32	0		17	4	4
146	300	15	0		28	23	18
Média	274,45	47,09	0	**Média**	237,64	251,91	6,82
Nº total sem	3019	518	0	**Nº total sem**	2614	2771	75
Nº médio sem/m²	4391,27	753,45	0	**Nº médio sem/m²**	3802,18	4030,55	109,09
Área da bandeja (m²) = 0,0625							

Para a estação seca, observa-se que 3019 sementes germinaram no ambiente I e 518 no ambiente II. Já para a estação chuvosa, observa-se que 2614 germinaram no ambiente I, 2771 no ambiente II e 75 no ambiente III. A maior parte das sementes germinadas para o ambiente I e II (ambientes degradados), em ambas as épocas de coleta, foram identificadas como invasoras na área de estudo, sendo destas as espécies mais representativas: *Melinis minutiflora, Urochloa decumbens* e *Cyperus* sp. Juntas, as famílias Cyperaceae e Poaceae representam, para as duas estações de coleta, 19,25% e 45,28% dos indivíduos regenerados, respectivamente; contribuindo com 64,03% do total de indivíduos coletados. Características inerentes a sua biologia contribuíram para seu sucesso como invasoras em ambiente de Cerrado perturbados ou degradados: são heliófilas e possuem metabolismo C_4, sendo

adaptadas para colonizar áreas abertas e ensolaradas, como os campos e cerrados brasileiros; têm alta eficiência fotossintética e na utilização dos nutrientes, sobrevivendo em solos menos férteis; apresentam altas taxas de crescimento, rebrotamento e regeneração, além de alta tolerância ao à herbivoria; sua eficiência reprodutiva se deve ao ciclo reprodutivo rápido, à intensa produção de sementes com alta viabilidade, que formam um banco de sementes denso, à alta capacidade de dispersão por sementes anemocóricas e por reprodução vegetativa, à alta capacidade de germinação. Tais características permitem a estas espécies um comportamento oportunista, que permite a rápida re-colonização de áreas antropizadas, possibilitando competir com vantagem e deslocar espécies nativas do cerrado (Coutinho 1982; Baruch et al. 1985; Pivello et al. 1999).

Em estudo realizado por Rondon Neto et. al (2011), as famílias botânicas com maior número de indivíduos regenerados foram Cyperaceae (54,0%) e Poaceae (23,9%), que contribuíram com 77,9% do total de indivíduos.

Segundo Grime (1979), plantas ruderais habitam locais de alta intensidade de distúrbio, bastante irrigadas e adubadas; e possuem rápido ciclo de desenvolvimento, alta produção de propágulos e se caracterizam por sua alta agressividade ao ecossistema. Segundo Souza et. al (2006), a ausência ou não continuidade de um dossel nessas áreas facilita a entrada de sementes de espécies invasoras e sua incorporação no solo.

O número médio de sementes/m² encontrado na coleta em período chuvoso, para os ambientes degradados I e II foram de 3802,18 e 4030,55 sementes/m², respectivamente. Esses valores são superiores quando comparado a outros trabalhos com banco de sementes mesmo em área de pasto com a exemplo de Araújo et al. (2001), que encontraram uma densidade de 2.848 sementes/m² de sementes de gramínea em área de pasto na Amazônia Ocidental e Randon Neto e Silva ao avaliarem o banco de sementes de um remanescente florestal e duas áreas de pastagens, com idades de 17 e 27 anos, no município de Alta Floresta/MT encontraram densidades de sementes variando de 89 a 448 sementes/m².

Verifica-se baixa densidade de sementes germinadas para o ambiente III (Tabela 2), sendo que na coleta da estação seca não houve germinação no mesmo e para a coleta da estação chuvosa, 38,67% das sementes germinadas são de espécies nativas para a área de estudo, a saber: *Lavoisiera* sp., *Microlicia* sp., *Spermacoce latifola* e *Sida santaremnensis*. A baixa densidade de germinação do ambiente III comparado aos demais, pode ser explicado pelo fato desse ambiente possuir considerável estado de conservação, inibindo a entrada de espécies invasoras na área, como proposto pelo modelo de inibição descrito por Connell and Slatyer (1977). O fundamental neste modelo é que as espécies invasoras iniciais somente

serão capazes de colonizar esses ambientes, uma vez que distúrbios locais tenham progressivamente levado a morte das espécies nativas (Ward and Jennings 1990). Se os distúrbios são infrequentes, as espécies dominantes ocupam os recursos e eliminam fracos competidores (Connell, 1978).

A menor densidade observada para a estação seca no ambiente II (Figura 1) se deve ao fato desse ambiente possuir um menor número de indivíduos de capim gordura quando comparado ao ambiente I. Isso porque no período da coleta, as plantas de capim gordura apresentavam-se em pleno estágio de dispersão de sementes, logo era esperado encontrar um maior número de sementes possivelmente viáveis para o ambiente I.

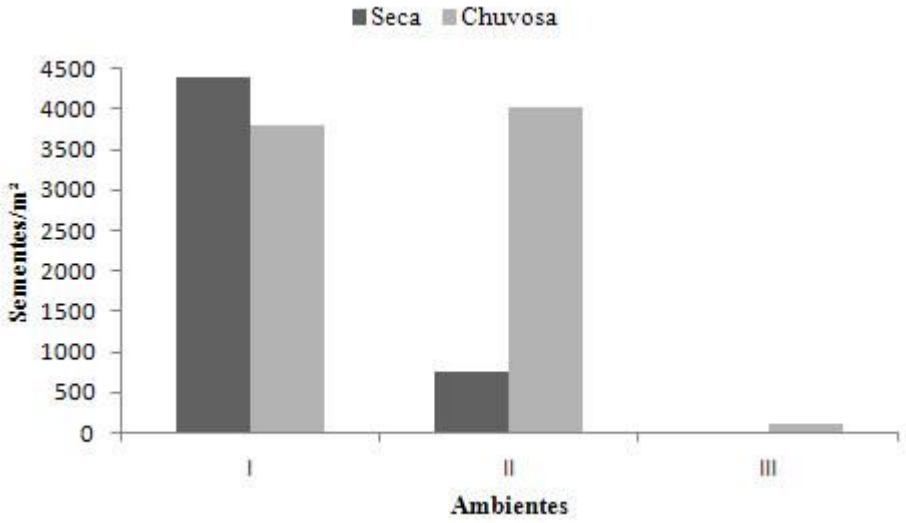

Figura 1: Densidade média de sementes germinadas (sementes/m²) no banco de sementes para três ambientes de Cerrado estudados durante as estações seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG.

Na Figura 2, é apresentada a regressão pelo método dos mínimos quadrados ordinários para a germinação cumulativa do número de sementes nos três ambientes para as duas épocas de coleta. Nota-se que houve inversão entre o número de sementes germinadas para os ambientes degradados (I e II) nas diferentes épocas de coleta, sendo este fenômeno explicado pela descontinuidade de germinação das espécies entre os ambientes estudados.

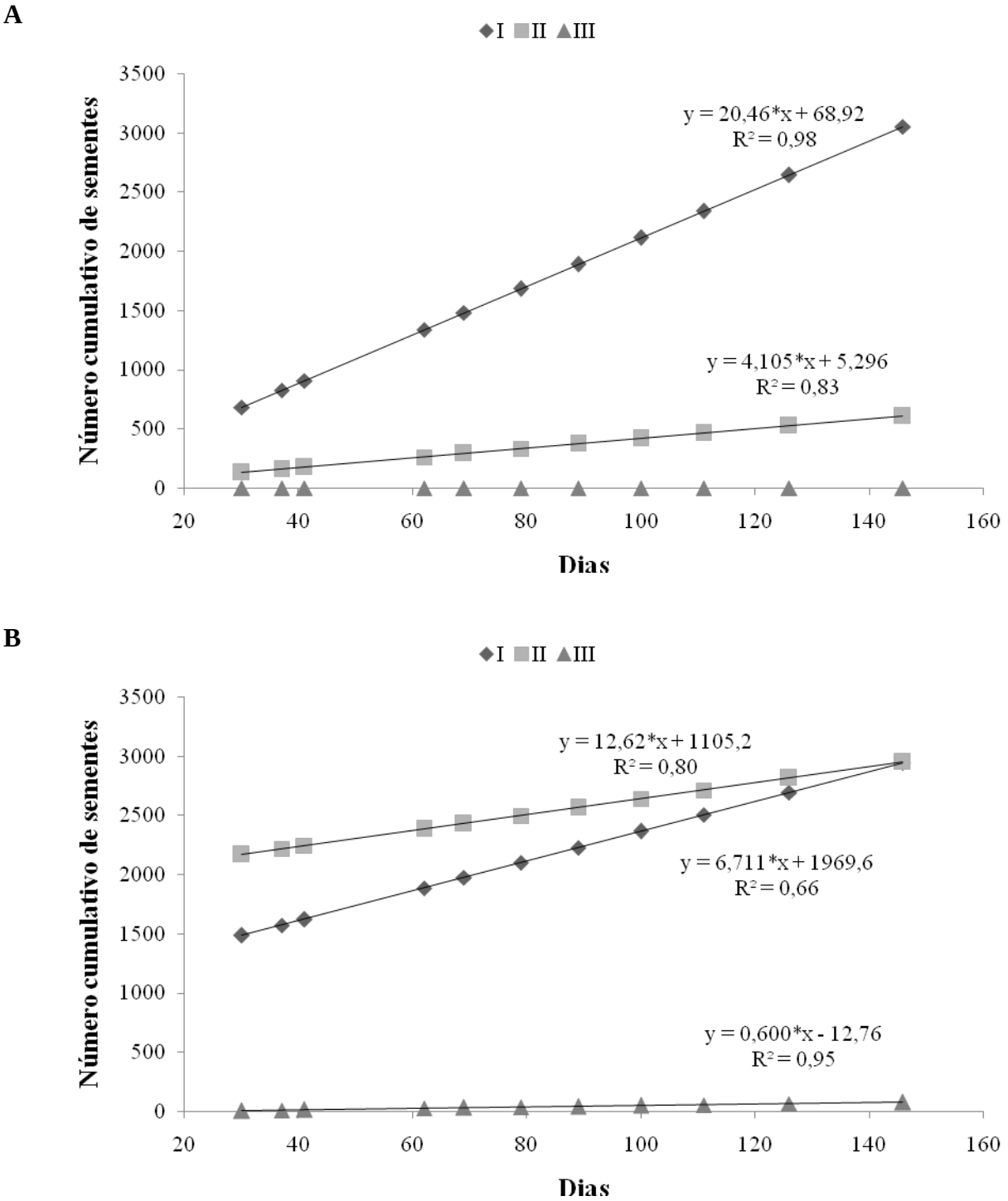

Figura 2: Número cumulativo de sementes germinadas para os ambientes estudados para as duas estações de coleta. Em que: I (ambiente I), II (ambiente II) e III (ambiente III); A (coleta da estação seca) e B (coleta da estação chuvosa). * $p<0,05$

A densidade do banco de sementes varia muito de um local para outro, mas tende a ser maior em florestas secundárias, onde o dossel mais aberto possibilita maior densidade de

espécies pioneiras, cujas sementes possuem dormência e formam banco persistente (Baider et al., 1999).

Os índices de diversidade de Shannon e o índice de equabilidade de *Pielou* para os três ambientes de estudo, são apresentados na Tabela 3. Observa-se maior índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') para o ambiente III (ambiente referência), indicando um maior grau de conservação do mesmo. A Equabilidade de *Pielou (J'),* para o ambiente III foi elevada comparada aos demais ambientes, indicando que nesse ambiente há um maior número de indivíduos dominantes para a área estudada.

Tabela 3: Valores de diversidade e equabilidade para um banco de sementes em três ambientes de Cerrado nas estações seca (julho de 2010) e chuvosa (outubro de 2010) em Diamantina, MG. Em que: H' = índice de diversidade de Shannon e J'= índice de equabilidade de Pielou.

	Seca		**Chuvosa**	
	H'	**J'**	**H'**	**J'**
Ambiente I	1,941	0,603	1,883	0,571
Ambiente II	1,821	0,657	1,830	0,576
Ambiente III	-	-	2,337	0,825

Apesar da dificuldade de comparações de índices de diversidade, os valores encontrados neste trabalho são similares aos reportados para banco de sementes. Em áreas degradadas de cerrado *sensu stricto*, Ikeda *et. al* (2008) encontrou valores de diversidade para áreas de cerrado pós ocorrência do fogo e área de lavoura de 1,27 e 1,94 respectivamente. Já em remanescente natural de mata ciliar ripária, Nóbrega et. al (2009), encontrou um índice de diversidade de 2,25 e equabilidade de 0,75; valores próximos aos encontrados para o Ambiente III (ambiente referência).

A similaridade entre os ambientes para as diferentes épocas de coleta é mostrada na Tabela 4. Observa-se, que não foi possível fazer analogias para o ambiente III na coleta da estação seca, pois para o mesmo não houve germinação de nenhum indivíduo.

Tabela 4: Matriz de índices de similaridade de Sorensen (SO), estimada para o banco de sementes dos ambientes estudados para as coletas das estações seca e chuvosa.

	Estação seca (julho 2010)			**Estação chuvosa (outubro 2010)**		
Ambientes	**I**	**II**	**III**	**I**	**II**	**III**
I	-	0,810	0,000	-	0,941	0,591
II	0,810	-	0,000	0,941	-	0,585
III	0,000	0,000	-	0,591	0,585	-

De acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), podem-se considerar duas comunidades floristicamente similares quando o índice de Sorensen é igual ou superior a 0,50, o que foi evidenciado com os valores de 0,810 entre o ambiente I e II para a coleta da estação seca e 0,941 entre os mesmos ambientes para a coleta da estação chuvosa. A similaridade entre os ambientes I e II pode ser explicada pelo fato dos mesmos apresentarem-se localizados próximos geograficamente e também por suas semelhanças quanto ao histórico de degradação.

O efeito a nível de interação apresentou-se significativo somente para o tempo médio necessário para atingir a germinação máxima (Tm) (Tabela 5), já o índice de velocidade de emergência (IVE) apresentou diferenças significativas para os ambientes e épocas de coleta (estação seca e chuvosa).

Tabela 5: Teste Tukey para as médias de IVE do banco de sementes para os três ambientes e para as estações de coletas.

Ambientes	**Médias de IVE**		**Estação**	**Médias de IVE**	
I	3,64	a	**Chuvosa**	2,95	a
II	2,37	a	**Seca**	1,27	ab
III	0,30	ab			

Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.

Nota-se na Tabela 5 e 6, que o IVE e o Tm para a estação chuvosa difere significativamente à 5% de probabilidade do IVE e Tm para a estação seca, comprovando a maior emergência das plântulas, principalmente as invasoras no período chuvoso. Vale ressaltar que as quatro espécies arbóreas identificadas no presente estudo, germinaram no

banco de semente da coleta da estação chuvosa. Sendo assim, a estação chuvosa é a estação recomendada para a coleta do banco quando se tem o objetivo de utilizá-lo na recuperação de áreas degradadas, porém outros fatores devem ser observados para a tomada de decisão, como o número de sementes de espécies invasoras contidas no banco de sementes.

Na Tabela 6 é apresentado o desdobramento do grau de liberdade da interação entre ambiente e estação de coleta, para a variável Tm do banco de sementes.

Tabela 6: Desdobramento do grau de liberdade da interação (Ambiente x Estação) para a variável Tm do banco de sementes para os três ambientes e para as estações de coletas. Em que: em que: Tm = tempo médio necessário para atingir a germinação máxima.

	Médias de Tm					
	I		**II**		**III**	
Seco	76,10	aA	58,46	aA	0,00	bB
Chuvoso	55,09	bB	50,76	aB	90,43	aA

Média seguidas da mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.

Cabe ressaltar que em áreas degradadas com grande presença de gramíneas exóticas como a do presente estudo, o simples isolamento da área não garante a regeneração natural. Sendo necessário, proceder ao manejo adequado dessas espécies daninhas e utilizar de outros métodos de recuperação para a restauração do ambiente. A utilização de um banco de semente pode ser uma técnica viável, porém o mesmo deve ser avaliado antes do seu uso. Um banco de sementes “rico” em espécies arbóreas pode até mesmo inibir o desenvolvimento das gramíneas exóticas. Em trabalho realizado por Miranda Neto et al. (2010), concluiu-se que a cobertura das clareiras com o banco de sementes do solo inibiu o desenvolvimento de *Melinis minutiflora*.

CONCLUSÃO

Conclui-se que o banco de sementes estudado é formado basicamente por espécies herbáceas com caráter invasor, não contendo sementes de espécies arbustivo-arbóreas depositadas. Neste sentido, o banco de sementes do solo local não é suficiente para que haja

recuperação por meio da sucessão ecológica dessas áreas, sendo recomendo o uso técnicas visando acelerar a restauração desses ambientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, M.M. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, n.59, p.115-130, 2001.

BAIDER, C. et al. O banco de sementes de um trecho de uma Floresta Atlântica Montana (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.319-328, 1999.

BAIDER, C. et al. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.61, n.1, p.35-44, 2001.

BARUCH Z, LUDLOW MM, DAVIS R. Photosynthetic responses of native and introduced C_4 grasses from Venezuelan savannas. ***Oecologia*** 67: 388-39. 1985.

BASKIN, J.M. & BASKIN, C.C. **Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology.** In: M.A. Leck; V.T. Parker & R.L. Simpson. (eds.). Ecology of soil seed bank. London: Academic Press. 1989. p.53-65.

CALDATO, S.L. et al. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador. **Ciência Florestal**, v.6, n.1, p.27-38, 1996.

CARMONA, R. Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. **Planta Daninha**, v.10, p.5-16, 1992.

CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist,** v.111, p. 1119-1144, 1977.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. **Science,** v.199, p.1302-1310, 1978.

COSTALONGA, S.R. et al. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta,** v.36, n.2, p. 239-250, 2006.

COUTINHO L. M. Aspectos ecológicos da saúva no cerrado - os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a sua invasão pelo capim-gordura. **Revista Brasieira de Botânica** 42: 147-153. 1982.

DALLING, J. W. **Ecología de semillas.** In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G.H (Eds.). Ecología y conservación de bisques neotropicales. Cartago: Libro Universitario Regional, 2002. p.345-375.

EDMOND, J.B.; DRAPALA, W.J. The effects of temperature, sand and soil, and acetone on germination of okra see d. **Proceedings of the American Jornal Society for Horticultural Science**. 1965.71: 428-434.

FELFILI, J.M.; SILVA JÚNIOR, M.C. **Biogeografia do bioma Cerrado**: estudo fitofisionômico da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Unb, 2001. 152p.

GRIME, J. P. **Estrategias de adapatación de las plantas y procesos que controlan la Vegetación.** Mexico, D.F.: Noriega, 1979. p. 79-87.

IKEDA, F.S. et al. Banco de sementes em cerrado *sensu stricto* sob queimada e sistemas de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v.43, n.6, p.667-673, 2008.

MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.34, n.6, p.1035 -1043, 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. A. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974. 547p.

NAKAGAWA, J. **Testes de vigor baseados no desempenho das plântulas.** In: KRZYZANOWSKI, F. C.; VIEIRA, R. D.; FRANÇA NETO, J. B. Vigor de sementes: conceitos e testes. Londrina: ABRATES, 1999, p. 2.1-2.24.

NÓBREGA, A.M.F. et al. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do rio Mogi-Guaçu. **Revista Árvore,** v.33, n.3, p.403-411, 2009.

NOGUEIRA, J. C. B. ; NOGUEIRA, L. T. Regeneração natural de mata ciliar na Estação Ecológica de Bauru. **Revista do Instituto Florestal,** Piracicaba, v. 3, n. 2, p. 157- 162, 1991.

PÉREZ, E.M; SANTIAGO, E.T. Dinámica estacional del banco de semillas en una sabana en los Lhanos Centro-Orientales de Venezuela. **Biotropica,** v.33, p.435-446, 2001.

PIVELLO, V. R. et al. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, 8:1281-1294. 1999.

POTT, A. et al. **Plantas daninhas de pastagem na região dos Cerrados**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2006. 336p.

PRICE, M.V. and JOYNER, J.W. What resources are available to desert granivores: seed rain or soil seed bank? **Ecology,** v.78, p.764-773, 1997.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 2. p.151–212.

RONDON NETO, R. M; SILVA, D. F. Banco de sementes de um remanescente florestal e duas áreas de pastagem de diferentes idades, em Alta Floresta/MT. Rev. Bras. **Ciência Agrária,** v.6, n.1, p.113-120, 2011.

SANO, E.E.; BEZERRA. Et al. **Metodologias para mapeamento de pastagens degradadas no Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 22p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 70).

SAULEI, S. M. & SWAINE, M. D. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua-Nova Guiné. **Journal of Ecology,** v.62, n.4, p.1133-1152, 1988.

SIMPSON, R.L. et al. **Seed banks:** General concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T; SIMPSON, R.L. (Ed). Ecology of soil seed banks. London: Academic Press, 1989. p.3-8

SOUZA, P.A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne,** v.12, n.1, p.56-67, 2006.

VALK, A. G. Van der; PEDERSON, R. L. **Seed bank and managenent and restoration of natural vegetation.** In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. Ecology of soil seed banks. San Diego: Academic, 1989. p.329-346.

WARD, L.K. & JENNINGS, R.D. Sucession of disturbed and undisturbed chalk grassland at Aston Rowant National Nature Reserve: Dynamics of species changes. **Journal Applied Ecology** 27:897-912. 1990.

WELLING, C. H. et al. Recruitment from the seed bank and the development of emergent zonation during a drawdown in a prarie wetland. **Journal of Ecology,** v.76, n.2, p.487-496, 1988.

ARTIGO CIENTÍFICO III

SENSIBILIDADE DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS AO GLYPHOSATE

SENSITIVITY SEEDLINGS OF NATIVE FOREST SPECIES TO GLYPHOSATE

Resumo

As plantas daninhas estão associadas às causas do desequilíbrio ecológico, pois estas colonizam áreas remanescentes de vegetação nativa e dificultam a regeneração natural, ameaçando a conservação da biodiversidade. Como tentativa de melhoria dos métodos de controle de plantas daninhas em reflorestamentos, herbicidas com conhecida ação seletiva para algumas culturas agrícolas têm sido empiricamente utilizados. Diante disso, este trabalho teve como objetivo avaliar a sensibilidade de algumas espécies arbóreas de interesse comercial e na recuperação de áreas degradadas ao herbicida glyphosate, visando à adequação de métodos mais eficientes no controle de plantas daninhas. Para a realização do experimento foram utilizadas quatro espécies, a saber: lobeira, pau santo, *s*ucupira-preto e vinhático, e. Foram estudados os efeitos da aplicação das doses de 0, 160, 480 e 1440 g ha^{-1} de glyphosate sobre as variáveis intoxicação visual, altura, diâmetro na altura do coleto e número de folhas. Para a caracterização anatômica das espécies foram realizados cortes nas folhas dos indivíduos remanescentes de lobeira, pau-santo e sucupira-preta. Mesmo na dose de 160 g ha^{-1} do herbicida, as plantas apresentaram sinal de intoxicação. Os sintomas mais evidentes foram a clorose e a necrose foliar, sendo lobeira a espécie que mais sofreu com a ação do herbicida.

Palavras-chave: *Bowdichia virgilioides, Kielmeyera lathrophyton, Plathymenia reticulata* e *Solanum lycocarpum*

Abstract

The weeds are associated with the causes of ecological disequilibrium as they colonize the remaining areas of native vegetation and natural regeneration difficult, threatening biodiversity conservation. Attempting to improve methods of weed control in forestry reforestation, selective action of herbicides known for some crops have been used empirically. Therefore, this study aimed to evaluate the sensitivity of some tree species of commercial interest and the recovery of degraded areas to glyphosate, aiming at adapting more efficient methods to control weeds. To conduct the experiment were fourspecies: lobeira, pau santo, vinhático e sucupira-preta. The effects of application

doses 0, 160, 480 e 1440 g ha^{-1} of glyphosate intoxication on visual variables, height, diameter at the collar height and leaf number. For the characterization of species anatomical cuts were made in the leaves of the remaining individuals lobeira, pau santo and sucupira-preta. Even at a dose of 160 g ha^{-1} of the herbicide, the plants showed signs of intoxication. The most evident symptoms were chlorosis, leaf necrosis and desiccation, and lobeira the species that suffered most from the action of the herbicide.

Keyworks: *Bowdichia virgilioides, Kielmeyera lathrophyton, Plathymenia reticulata* e *Solanum lycocarpum*

INTRODUÇÃO

A escala de avanço das espécies invasoras, como também, a falta de políticas efetivas para sua prevenção e controle, torna a invasão biológica, juntamente com as mudanças antrópicas nas paisagens naturais, os maiores agentes das mudanças nos ecossistemas globais (Mack et al., 2000).

As plantas daninhas estão associadas às causas do desequilíbrio ecológico, pois estas colonizam áreas remanescentes de vegetação nativa e dificultam a regeneração natural (Hooper et al., 2005), ameaçando a conservação da biodiversidade. Assim, mesmo que as espécies exóticas invasoras não venham a competir diretamente por recursos com os indivíduos regenerados e/ou plantados, elas devem ser controladas, pois ameaçam a integridade do ecossistema e a sobrevivência das espécies nativas (Ogden and Rejmánek, 2005; Regan et al., 2006).

Os custos envolvidos na implantação e manutenção dos projetos de restauração florestal geralmente são elevados (Melo, 2005) e parte significativa desse custo está relacionada ao uso de métodos pouco eficientes e onerosos de controle de plantas daninhas e aos prejuízos causados por esse grupo de plantas, que reduz o crescimento das espécies nativas plantadas (Gonçalves et al., 2003). Logo a presença das plantas daninhas torna-se indesejável tanto pelo aspecto silvicultural quanto econômico, uma vez que estas competem por água, luz e nutrientes.

O manejo das plantas daninhas, antes realizado predominantemente por meios manuais e mecanizados, vem, nos últimos 30 anos, sendo substituído pelo uso de herbicidas. O controle químico é considerado uma alternativa eficiente, visto que alguns herbicidas controlam uma série de plantas daninhas, além da rapidez e economicidade da prática (Toledo et al., 1996; Christofolleti, 1998).

Como tentativa de melhoria dos métodos de controle de plantas daninhas em reflorestamentos florestais, herbicidas com conhecida ação seletiva para algumas culturas agrícolas têm sido empiricamente utilizados, embora ainda sejam escassos os estudos dos prejuízos potenciais que a aplicação desses produtos possa trazer ao desenvolvimento das espécies nativas (Brancalion et al., 2009).

O uso do herbicida glyphosate no controle de plantas daninhas em florestas cresceu rapidamente nos últimos anos. Este fato tem ocorrido por diversas razões, incluindo a grande eficiência do produto em uma série de plantas daninhas infestantes de habitat florestal. Entretanto, esse produto não apresenta poder residual no solo, por ser fortemente adsorvido pelas partículas coloidais (Amarante Junior et al., 2002), exigindo aplicações repetidas no controle de plantas daninhas durante o período de formação da floresta (Toledo, 1998).

O glyphosate é o herbicida mais utilizado em reflorestamentos com espécies nativas (Gonçalves et al., 2003), entretanto é possível que ocorra danos a essas espécies. O pouco conhecimento sobre o comportamento das espécies florestais sob a ação de herbicidas, no que diz respeito à seletividade, à resistência, à tolerância e aos efeitos tóxicos por subdoses em deriva devem ser avaliados. A maioria dos trabalhos de seletividade estão direcionados a cultura do Eucalyptus (Tuffi Santos et al., 2006; Ferreira et al., 2009) e de Pinus (Silva et al., 2000; Costa et al., 2002; Cantarelli et al., 2006).

Deve-se enfatizar que, seja na implantação de florestas ou recuperação de áreas degradadas, as Leis federal e estadual proíbem que este método seja empregado em áreas de preservação permanente (Lei..., 1991). Por outro lado, em algumas situações específicas e sob rigoroso controle técnico, esta pode ser uma alternativa a ser considerada, na tentativa de assegurar a revegetação nestas áreas. Ainda, admitindo-se o plantio comercial de espécies florestais alternativas ao eucalipto, a opção do manejo químico com glyphosate é interessante desde que conhecidos os efeitos potenciais da deriva desse produto sobre as plantas.

Neste sentido, objetivou-se com esse trabalho avaliar a sensibilidade de algumas espécies arbóreas de interesse comercial e na recuperação de áreas degradadas ao herbicida glyphosate, visando à adequação de métodos mais eficientes no controle.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Centro de Propagação de Espécies Florestais (CIPEF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Diamantina – MG em áreas de rustificação de mudas. O clima local é tipicamente tropical, Cwb na classificação de Köeppen, caracterizado por verões brandos e úmidos e invernos mais frescos e secos. A

precipitação média anual varia de 1250 a 1550 mm e a temperatura média anual situa-se na faixa de 18º a 19ºC, sendo predominantemente amenas durante todo o ano, devido às superfícies mais elevadas dessa serra. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6%.

Para a realização do experimento foram utilizadas quatro espécies, a saber: *Plathymenia reticulata* (vinhático) e *Bowdichia virgilioides* (sucupira-preta) ambas muito utilizadas em plantios comerciais, devido ao interesse pela madeira produzida; e *Kielmeyera lathrophyton* (pau-santo) e *Solanum lycocarpum* (lobeira), ambas de interesse na recuperação de áreas degradadas de Cerrado. As mudas foram produzidas a partir de sementes coletadas de progênies provenientes de áreas com vegetação original constituída por Cerrado.

Realizou-se o semeio em tubetes de polipropileno contendo substrato a base de 40% de vermiculita, 30% de casca-de-arroz carbonizada e 30% de fibra de coco. Ao substrato foi adicionado 7,0 g dm^{-3} de Osmocote® (NPK 15:09:12 + 1% de Mg; 2,3% de S, 0,02% de B; 0,05% de Cu; 1% de Fe; 0,06% de Mn; 0,02% de Mo; e 0,05% de Zn), fertilizante de liberação estimada para 5 a 6 meses.

Após 120 dias da semeadura para as mudas vinhático e sucupira e 80 dias para as mudas de lobeira e pau-santo, estas foram transplantadas para vasos de 7 litros, contendo neossolo com pH em água 6,2 e os respectivos valores para: Ca, Mg e Al – 2,5, 1,0 e 0,1 cmolc dm^{-3}, P (Mehlich-1) e K – 57,2 e 211 mg dm^{-3}, areia, silte e argila – 83, 11 e 6 dag kg^{-1}, antes do transplantio das mudas. Procedeu-se uma adubação de cobertura realizada 15 dias após o transplantio, sendo utilizado por vaso 12 g de NPK 6-30-6 e 4 g de Osmocote® (NPK 15:09:12 + 1% de Mg; 2,3% de S, 0,02% de B; 0,05% de Cu; 1% de Fe; 0,06% de Mn; 0,02% de Mo; e 0,05% de Zn), fertilizante de liberação estimada para 3 a 4 meses. Após o transplantio para os vasos, as mudas foram deixadas em ambiente de rustificação até que houvesse novas emissões de folhas para posterior aplicação do tratamento.

A aplicação do herbicida foi realizada em maio de 2011, com pulverizador manual pressurizado a gás comprimido por compressor, munido com ponta tipo leque modelo 110-03, regulado com pressão constante por meio de uma válvula reguladora de pressão. As plantas permaneceram 14 horas após a aplicação protegidas do contato com água da chuva ou proveniente da irrigação, visando evitar a lavagem do produto. Os tratos culturais das mudas do experimento foram os mesmos utilizados para a produção comercial de mudas, constituído por irrigações diárias e exposição das mudas a pleno sol. A altura média das plantas de sucupira-preta e vinhático era entre 16-20 cm e para as plantas de lobeira e pau-santo entre 6-10 cm.

As variáveis analisadas foram intoxicação visual, altura da parte aérea, diâmetro do coleto e número de folhas. A intoxicação visual nas mudas foi observada aos 30, 60 e 90 dias após a aplicação dos tratamentos (DAA), os danos foram determinados em relação à testemunha sem herbicida atribuindo-se notas que variaram de zero (ausência de sintomas provocados pelos herbicidas) a 100 (morte total da planta), além do registro fotográfico.

Aos 60 DAA procedeu-se a medição da altura da parte aérea das mudas (coleto ao ápice) e do diâmetro do coleto (largura do caule a dois centímetros solo). O crescimento em altura e diâmetro foram obtidos pela diferença entre o comprimento da muda na instalação do experimento e para a última avaliação. Mediu-se com régua a distância entre o colo da planta e a inserção da última folha expandida. O acréscimo do número de folhas foi obtido pela diferença entre o número de folhas na muda na instalação do experimento e aos 60 DAA.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco repetições, em esquema de parcelas subdivididas 4x2, sendo estudado na parcela o efeito das quatro dosagens de herbicida e dois tempos de avaliação para as variáveis: altura e diâmetro na altura do coleto; e em esquema de parcelas subdivididas 4x3 para a variável número de folhas, sendo estudado na parcela o efeito das quatro dosagens de herbicida e três tempos de avaliação. As doses do herbicida glyphosate na forma do produto comercial Roundup Original®, continha 480 g L^{-1} de sal de isopropilamina de glyphosate; nas doses (0; 160; 480 ou 1440 g ha^{-1}) baseados nas doses comerciais recomendas para plantios de eucalipto, uma vez que estes herbicidas não são registrados para plantios das espécies em questão. A unidade experimental foi constituída por uma muda de cada espécie cultivada nos vasos de 7 L.

Após 90 dias da aplicação do herbicida, os indivíduos remanescentes de *B. virgilioides, K. lathrophyton* e *S. lycocarpum* foram coletados e separados em folha, caule e raízes. Amostras da folhas foram fixadas em FAA70 GL, sendo posteriormente transferidas para etanol 70 GL. As secções anatômicas foram feitas à mão livre, com auxílio de lâmina de barbear, na região mediana da folha no sentido transversal e coradas com azul de alcian 0,5% em ácido tartárico 2% e fucsina 0,05%. Todo o material foi montado entre lâmina e lamínula com gelatina glicerinada. Alguns cortes foram fotomicrografados e analisados pelo Software IMAGE PRO-PLUS. Avaliaram-se as seguintes características: espessura da lâmina foliar, espessura do parênquima paliçádico e parênquima lacunoso, espessura da epiderme adaxial, além da integridade visual dos tecidos. Não foi possível realizar os cortes anatômicos para a espécie *P. reticulata.*

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mesmo na menor dose proposta do herbicida, as plantas apresentaram algum sinal de intoxicação. Os sintomas mais evidentes foram a clorose e a necrose foliar. Para todas as dosagens nas mudas sobreviventes, exceto para lobeira, houve emissão de novas folhas principalmente a partir de 21 dias após a aplicação dos tratamentos (DAA), sendo que as folhas intoxicadas foram progressivamente substituídas com a continuação do desenvolvimento das mudas.

Aos 14 DAA foi observado um amarelecimento das folhas de todas as espécies estudadas para a maior dose do herbicida (1440 g ha^{-1}); este amarelecimento é resultado da degeneração dos cloroplastos e inibição da formação da clorofila (Campbell et al., 1976; Cole et al., 1983). Em trabalho realizado por Yamashita (2009), foi evidenciado a partir do sétimo dia da aplicação da maior dose de glyphosate, murcha e amarelecimento das folhas do ápice de *Ceiba pentandra.* Sintomas semelhantes foram observados em estudo com cultura de eucalipto (Tuffi Santos et al., 2007).

Foi ajustado modelo de exponencial, em que todos os parâmetros da equação foram significativos ($p<0,05$) para as mudas de *S. lycocarpum*. Aos 30 DAA foi observada a maior mortalidade para estas mudas, sendo que todos os indivíduos que receberam os tratamentos contendo as dose de 480 e 1440 g ha^{-1} de glyphosate foram perdidos (Figura 1). Já aos 60 DAA também foi observada mortalidade de 40% para os indivíduos tratados com a menor dose de glyphosate (160 g ha^{-1}). Assim percebe-se que o glyphosate não é seletivo à espécie *S. lycocarpum*, tornando-se necessário aplicá-lo de forma dirigida no controle de plantas daninhas em áreas de recuperação, visando minimizar os danos às mudas.

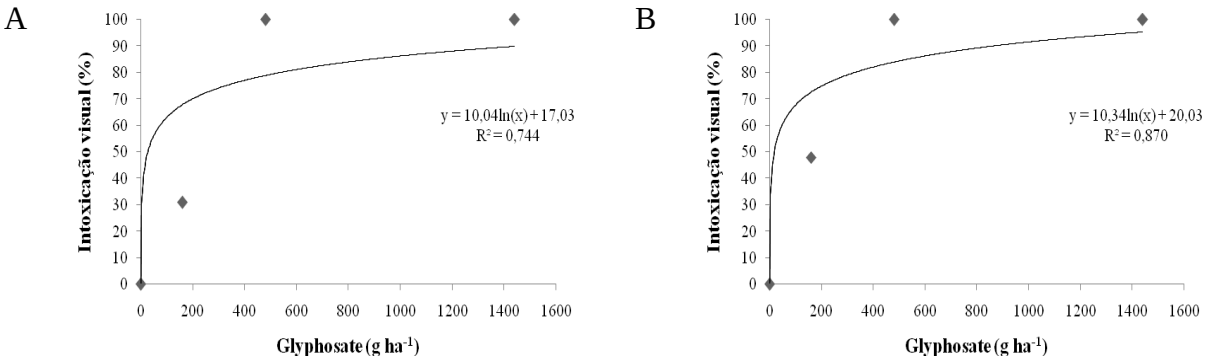

Figura 1: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Solanum lycocarpum* (lobeira), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos.

Em trabalho realizado por Ferreira et al. (2005), para avaliar o desenvolvimento inicial de espécies arbóreas após aplicação de herbicidas em pré-emergência, verificou-se a mortalidade de todos os indivíduos de *Solanum granuloso-leprosum* para as doses comerciais recomendadas de imazapyr (herbicida inibidor da enzima aceto lactato sintase) e atrazina (herbicida inibidor do fotossistema II). Vale ressaltar que a molécula de glyphosate é recomendada para o controle de duas espécies do gênero *Solanum*, a saber: *S. americanum* (maria-pretinha) e *S. paniculatum* (jurubeba) nas doses 960 e 1920 g ha^{-1} respectivamente, o que também contribui para indicar uma maior sensibilidade das mudas de lobeira ao herbicida aplicado. Outro fator que pode explicar a elevada mortalidade para as mudas de *S. lycocarpum* é o fato de essa espécie possuir um elevado número de espinhos em suas folhas o que aumenta a superfície de contato entre a folha e o produto aplicado, além que as folhas tratadas com a menor dose do herbicida apresentou todos os parâmetros anatômicos avaliados menores quando comparados à testemunha (Tabela 1).

Tabela 1: Diferença da espessura da lâmina foliar (LF), epiderme adaxial (EAD), parênquima paliçádico adaxial (PP-AD), parênquima paliçádico abaxial (PP-AB), parênquima lacunoso (PL) e epiderme abaxial (EAB) do limbo de *Solanum lycocarpum*, *Kielmeyera lathrophyton* e *Bowdichia virgilioides* tratadas com o herbicida glyphosate na dosagem de 0 g ha^{-1} (T0) e 160 g ha^{-1} (T1).

	LF	**EAD**	**PP-AD**	**PL**	**PP-AB**	**EAB**
Espécie			**Média em µm**			
S. lycocarpum (T0)	494,41	22,36	177,60	141,49	96,58	15,97
S. lycocarpum (T1)	309,48	21,73	111,15	86,56	56,53	13,93
K. lathrophyton (T0)	410,74	20,44	155,22	201,86	-	15,01
K. lathrophyton (T1)	242,74	18,13	77,20	133,82	-	13,91
B. virgilioides (T0)	325,77	44,08	104,12	145,00	-	23,63
B. virgilioides (T1)	219,74	34,50	61,64	91,99	-	21,45

A análise anatômica do limbo para a espécie *S. lycocarpum* apresentou epiderme adaxial com células de formato variado, com parede periclinal externa ligeiramente côncava e

recoberta por cutícula, o mesmo é observado para a epiderme abaxial (Figura 5-A). Seu mesofilo é isobilateral, apresentando parênquima paliçádico com células longas e parênquima lacunoso formado por duas a três camadas de células poliédricas e escasso espaço intercelular (Figura 5-A), assim como descrito por Matos et al. (1968), Metcalfe and Chalk (1979).

Verificou-se a perda de três indivíduos para o vinhático, sendo um para a dose 480 g ha^{-1} e dois para a dose 1440 g ha^{-1} aos 30 DAA. Para essa espécie, foi ajustado um modelo de regressão exponencial, em que todos os parâmetros da equação mostraram-se significativos ($p<0,05$). Pode-se perceber que aos 30 DAA a maior taxa de intoxicação visual aparente foi para a dose de 160 g ha^{-1}, apresentando aproximadamente uma taxa de 96% de fitotoxidade (Figura 2). O sintoma mais proeminente foi a necrose foliar, sendo que aos 60 DAA os indivíduos tratados já apresentavam emissão de novas folhas.

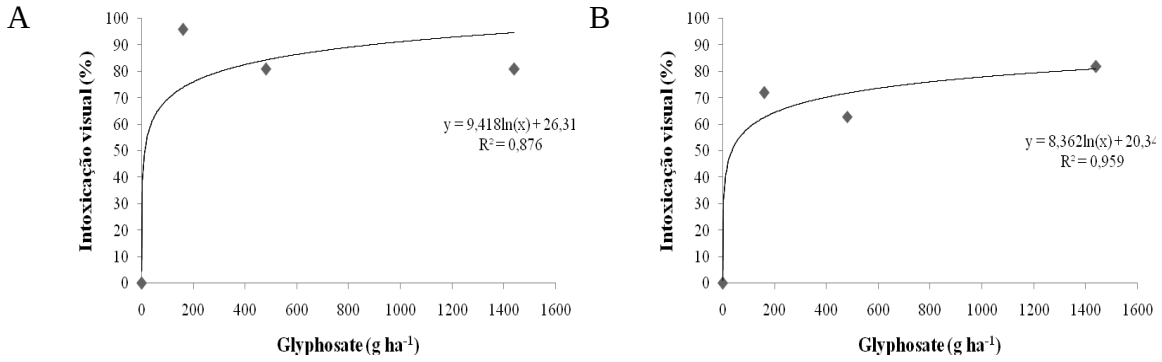

Figura 2: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Plathymenia reticulata* (vinhático), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos.

Para as demais espécies não houve mortalidade aos 30 DAA. As espécies *K. lathrophyton* e *B. virgilioides*, foram as que menos sofreram danos com a aplicação das doses de herbicida, mostrando que estas possuem indícios que são tolerantes ao glyphosate. Em ambas as espécies aos 21 DAA foram observadas clorose nas folhas, sendo que para a *K. lathrophyton* as folhas foram substituídas gradativamente com o desenvolvimento da muda. A estrutura anatômica da folha apresentou células na face adaxial com formato predominantemente regular e recoberta por cutícula, o mesmo foi observado para a epiderme abaxial (Figura 5-B).

Na Figura 3, é apresentado o modelo de regressão exponencial para a espécie *K. lathrophyton*, em que todos os parâmetros da equação foram significativos ($p<0,05$). Pode-se perceber que aos 30 DAA, para a dose comercial recomendada desse herbicida (1440 g ha^{-1}),

a taxa de intoxicação visual foi em média de 52%, para a mesma dose aos 60 DAA foi verificado um aumento dessa taxa de 52% para 79% e a perda de um indivíduo para esse tratamento. Monquero et al. (2011), em trabalho com seletividade de herbicida para mudas de espécies nativas, encontrou uma fitotoxidade de 60% para mudas de *Acacia polyphylla* e de 80% para mudas de *Enterolobium contortisiliquum* quando as mesmas foram tratadas com glyphosate na dosagem de 360 g ha^{-1}.

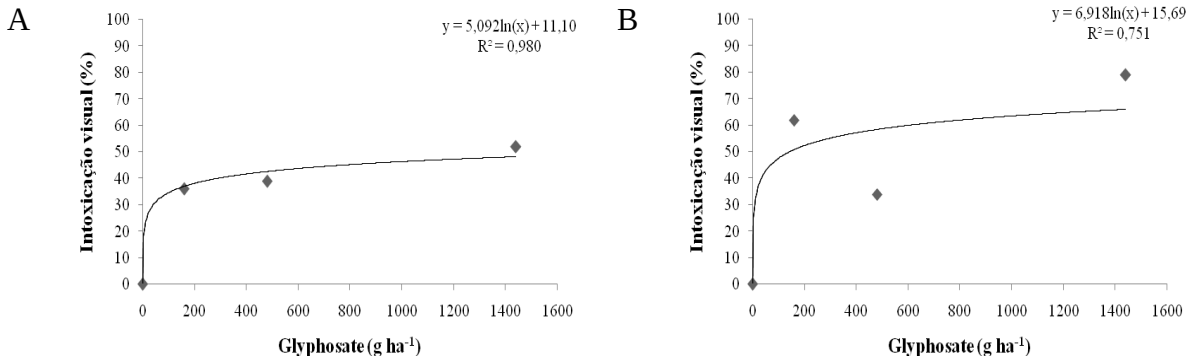

Figura 3: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Kielmeyera lathrophyton* (pau-santo), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos.

Já para a *B. virgilioides*, os sintomas de clorose verificados nas folhas aos 21 DAA, foram menos intensos quando comparados para a *K. lathrophyton* na mesma avaliação, ao passo que as folhas danificadas foram se recuperando ao longo do tempo. Fato que corrobora um menor nível de intoxicação nas mudas de sucupira é o fato de sua epiderme apresentar-se regular com parede anticlinal reta, periclinal interna acentuadamente côncava e periclinal externa recoberta por cutícula (Figura 5-C), o que dificulta na molhabilidade do herbicida, reduzindo assim o contato deste com a folha.

Na Figura 4, foi ajustado uma regressão com modelo exponencial sendo todos os parâmetros da equação significativos ($p<0,05$). Observou-se que a maior taxa média de intoxicação visual aparente foi de 67% para a dose comercial recomendada de glyphosate e a perda de um indivíduo aos 60 DAA.

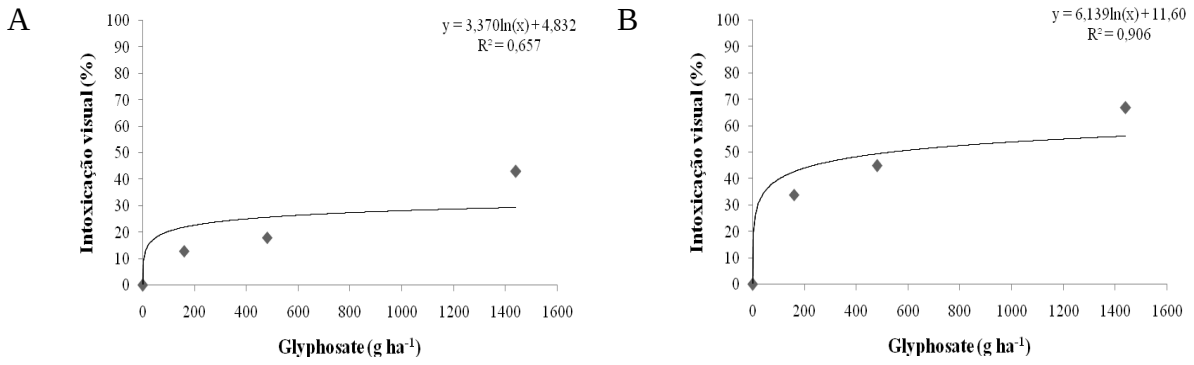

Figura 4: Intoxicação visual em porcentagem de glyphosate em mudas de *Bowdichia virgilioides* (sucupira-preta), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a aplicação dos tratamentos.

A análise de folhas remanescentes do tratamento 160 g ha^{-1} de glyphosate para as espécies, apresentou de forma geral em maior ou menor grau redução da espessura da lâmina foliar, desorganização do parênquima lacunoso e paliçádico abaxial. Em comparação à testemunha houve redução média de 37,4; 40,9 e 32,5% da espessura da lâmina foliar, para *S. lycocarpum*, *K. lathrophyton* e *B. virgilioides* respectivamente. Este decréscimo foi ocasionado principalmente pela redução do parênquima paliçádico adaxial de em média 37,4; 50,3 e 40,8% para *S. lycocarpum*, *K. lathrophyton* e *B. virgilioides* respectivamente (Figura 5-D, E, F). Sendo que para a variável epiderme adaxial o espécime mais afetado negativamente foi *B. virgilioides* com redução média de 21,6%, (Figura 5-C, F) já para as variáveis epiderme adaxial e parênquima paliçádico o espécime mais afetado foi *S. lycocarpum* com redução média de 12,5 e 38,8% respectivamente (Figura 5-A, D). Em *S. lycocarpum* não raras vezes observou-se algumas células do parênquima lacunoso com conteúdos densos, provavelmente compostos fenólicos (Figura 5-A, D). A redução na proporção dos tecidos foliares pode ser atribuída à aplicação do glyphosate uma vez que esta resulta na paralisação do crescimento e redução importante dos níveis de aminoácidos aromáticos (fenilalanina, tirosina e triptofano). Assim, acredita que esta desregularização resulta na perda de carbonos disponíveis para outras reações celulares da planta como a produção de blocos constituintes da parede celular (Cole et al., 1983; Bridges, 2003).

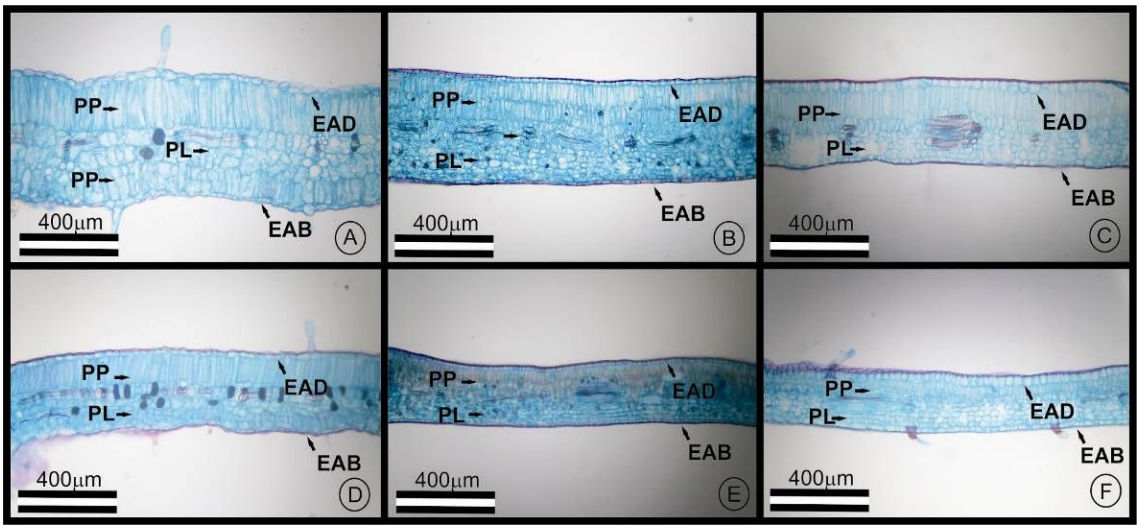

Figura 5: Fotomicrografias do limbo foliar das espécies. Em que: A, D = *Solanum lycocarpum* tratadas com 0 e 160 g ha^{-1} de glyphosate; B, E = *Kielmeyera lathrophyton* tratadas com 0 e 160 g ha^{-1} de glyphosate; e C, F = *Bowdichia virgilioides* tratadas com 0 e 160 g ha^{-1} de glyphosate, respectivamente. PL (parênquima lacunoso), PP (parênquima paliçádico), EAD (epiderme adaxial) e EAB (epiderme abaxial).

Na Tabela 2 são apresentados os valores dos F das ANOVA's obtidos para o número de folhas, altura e diâmetro na altura do coleto para as espécies *S. lycocarpum*, *K. lathrophyton*, *B. virgilioides* e *P. reticulata.* Não foi realizada a contagem da variável número de folha para a espécie *P. reticulata*, uma vez que esta é caducifólia e perde suas folhas no inverno como forma de minimizar a transpiração (Lorenzi, 2002).

Tabela 2: Valores de F referentes às variáveis números de folhas, altura e diâmetro para as espécies em estudo. Em que: NF (número de folhas), H (altura), DAC (diâmetro do coleto), T (doses) e E (época).

F.V	F											
	Solanum lycocarpum			*Kielmeyera lathrophyton*			*Bowdichia virgilioides*			*Plathymenia reticulata*		
	NF	H	DAC	NF	H	DAC	NF	H	DAC	NF	H	DAC
T	22,79*	28,38*	22,48*	$0,10^{ns}$	$1,45^{ns}$	2,95*	$0,60^{n.s}$	$0,38^{ns}$	$1,11^{ns}$	-	$1,87^{ns}$	$0,16^{ns}$
TxE	$2,04^{ns}$	5,20*	6,28*	$0,34^{ns}$	$0,07^{ns}$	$0,42^{ns}$	$0,82^{n.s}$	$0,21^{ns}$	$0,15^{ns}$	-	$0,46^{ns}$	$0,46^{ns}$
E	12,42*	5,96*	15,97*	5,44*	$0,57^{ns}$	$3,98^{ns}$	$1,14^{n.s}$	$0,11^{ns}$	$0,22^{ns}$	-	$1,81^{ns}$	$1,81^{ns}$

* significativo a 5% de probabilidade; ns não-significativo.

O efeito da interação apresentou-se significativo somente para altura (H) e diâmetro na altura do coleto (DAC) na espécie *S. lycocarpum* (Tabela 1), sendo que para as espécies *B.virgilioides* e *P. reticulata* as variáveis estudadas não apresentaram diferenças significativas (p>0,05).

Na Tabela 3 é apresentado o desdobramento do grau de liberdade da interação entre tratamento (doses) e época, para a variável altura e diâmetro do coleto da espécie *S. lycocarpum.*

Tabela 3: Desdobramento do grau de liberdade da interação (Tratamento x Época) para a variável altura e diâmetro na altura do coleto das mudas de *Solanum lycocarpum* para as quatro doses de herbicida e duas avaliações.

	Médias para incremento de altura							
	Dose (g ha^{-1})							
DAA (dias)	0		160		480		1440	
0	16,20	aA	11,50	Aab	7,30	aB	8,20	aB
60	21,06	aA	9,30	aB	0,00	bC	0,00	bC
	Médias para incremento de Diâmetro							
	Dose (g ha^{-1})							
	0		160		480		1440	
0	5,00	aA	4,61	aA	3,48	aA	2,84	aA
60	6,18	aA	3,16	aB	0,00	bC	0,00	bC

Média seguidas da mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.

Nota-se na Tabela 3 que as diferenças significativas encontradas para a espécie *S. lycocarpum,* não estão relacionadas ao incremento ou decremento de altura e diâmetro para as mudas avaliadas, exceto para a menor dosagem (160 g ha^{-1}); mas sim pelo fato da mortalidade ter-se apresentado elevada para as mudas que receberam uma dosagem de tratamento acima de 480 g ha^{-1} de glyphosate. Aos 30 DAA, essa espécie apresentou mortalidade de 100% sob efeito das maiores doses (Figura 1). O decréscimo de altura e diâmetro observado para as mudas tratadas com a dosagem de 160 g ha^{-1} de glyphosate pode ser explicado pela perda da parte aérea das plantas e também pela mortalidade (40%) observada aos 60 DAA.

Em estudo realizado por Duarte et al. (2006), o glyphosate causou alta intoxicação visual, principalmente nas doses superiores a 1440 g ha^{-1} em plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva)*. Os sintomas iniciais foram queima nas folhas mais novas, seguida por necrose e queda de foliar, chegando em alguns casos à morte das plantas.

Após a aplicação do herbicida nas mudas de *S. lycocarpum* observou-se redução na média do número de folhas a medida que aumentou a dosagem, evidenciando a sensibilidade desta ao herbicida. Após a absorção de doses reduzidas de glyphosate, a senescência das folhas é um sintoma característico relatado em trabalhos com espécies florestais sob deriva desse produto (Tuffi Santos et al., 2005; Yamashita et al., 2006).

Na Tabela 4 é apresentado o teste Tukey para as médias de diâmetro na altura do coleto para a espécie *K. lathrophyton*, para as quatro doses de herbicida trabalhadas, e a média do número de folhas para as três épocas estudadas.

Tabela 4: Médias de diâmetro na altura do coleto (DAC) e número de folhas (NF) para a espécie *Kielmeyera lathrophyton* para as doses de herbicida e épocas (DAA) estudadas.

Doses (g ha^{-1})	**Médias de diâmetro na altura do coleto (DAC)**
0	5,59 a
160	3,14 b
480	4,00 ab
1440	4,00 ab
DAA (dias)	**Médias do número de folhas (NF)**
0	5,10 a
30	2,85 b
60	3,55 ab

Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.

Aos 60 DAA verifica-se que a média no número de folhas para a espécie em questão apresenta um pequeno acréscimo, indicando que a mesma não tem seu desenvolvimento comprometido pela aplicação do herbicida, uma vez que houve emissão de folhas novas. Mesmo para a maior dosagem aplicada (1440 g ha^{-1}) o diâmetro na altura do coleto é pouco influenciado pela ação do herbicida o que indica que essa espécie é seletiva ao herbicida estudado.

A presença de sintomas de intoxicação e a ausência da redução do desenvolvimento das mudas de *B. virgilioides, K. lathrophyton* e *P. reticulata* são indícios de que estas espécies são tolerantes ao glyphosate. A seletividade do glyphosate às espécies florestais nativas podem estar associadas à absorção devido às diferenças físicas e/ou químicas da membrana cuticular, translocação diferencial, maior atividade da enzima alvo e/ou metabolização do princípio ativo, o que reduz progressivamente a ação tóxica do mesmo e permite a continuidade do desenvolvimento normal das plantas (Brancalion et al., 2009). Além disso, a variação de resposta entre diferentes famílias e espécies vegetais, não é a única causa da intoxicação visual de herbicidas em espécies arbóreas nativas, sendo também observada dentro de uma mesma espécie, como consequência da variabilidade genética (Ferreira et al., 2005).

CONCLUSÃO

Conclui-se que a espécie *Solanum lycocarpum* não é tolerante à aplicação do glyphosate, logo em áreas em processo de recuperação, em que há a regeneração natural dessa espécie, o herbicida deve ser aplicado de forma dirigida, para não entrar em contato com essas plantas, permitindo seu normal desenvolvimento.

Para as demais espécies estudadas, o glyphosate, em caráter experimental, indica certa seletividade; sendo a espécie *Bowdichia virgilioides* a que menor sofreu danos após aplicação. Para a dose comercial recomendada para esse herbicida, houve perda somente de um indivíduo para essa espécie.

Por não haver outras pesquisas que tenham avaliado a seletividade desse herbicida nas espécies testadas em reflorestamentos com espécies nativas, nem experimentos de campo que tenham avaliado a aplicabilidade do uso desse método na prática, a utilização desse herbicida deve ser feita com ressalvas e ainda restrita à experimentação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARANTE JUNIOR, O.P. et al. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova,** vol. 25, n. 4, 589-593, 2002

BRANCALION, P.H.S et al. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon a espécies arbóreas nativas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v.44, n.3, p.251-257, mar. 2009

CAMPBELL, W.F. et al. Effect of glyphosate on chloroplast ultrastructure of quack grass mesophyll cell. **Weed Science**, Champaign, v.24, p.22-25, 1976

CANTARELLI, E. B. et al. Efeito do manejo de plantas daninhas no desenvolvimento inicial de Pinus taeda em várzeas na Argentina. **Revista Árvore,** Viçosa, v. 30, n. 5, p. 711-718, 2006

CHRISTOFOLLETI, P.J. Controle de plantas daninhas em Pinus taeda através do herbicida Imazapyr. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n.187, p.1-13, 1998

COLE, D.J. et al. Influence of glyphosate on selected plant process. **Weed Research**, Oxford, v.23, p.173-183, 1983

COSTA, E.A.D. et al. Eficiência de nova formulação do herbicida oxyfluorfen no controle de plantas daninhas em áreas de *Pinus caribea* Morelet var. *hondurensis* Barr. et Golf. **Revista Árvore,** Viçosa, v. 26, n. 6, p. 683-689, 2002

DEUBER, R. Mecanismos de ação dos herbicidas. In: DEUBER, R. **Ciência das plantas infestantes: fundamentos.** 2.ed. Jaboticabal: Funep, 2003. p. 304-347.

DUARTE, N.F. et al. Seletividade de herbicidas sobre *Myracrodruon urundeuva* (aroeira). **Planta Daninha,** Viçosa, v. 24, n. 2, p. 329-337, 2006

FERREIRA, M.C. et al. Distribuição da calda herbicida por pontas de pulverização agrícola utilizadas em áreas de reflorestamento com eucalipto. **Engenharia Agrícola,** Jaboticabal, v. 29, n. 2, p. 267-276, 2009

FERREIRA, R.A. et al. Efeito de herbicidas de pré-emergência sobre o desenvolvimento inicial de espécies arbóreas. **Revista Brasileira de Herbicidas,** Paraná, v.4, p.133-145, 2005

GONÇALVES, J.L.M. et al. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p.111-163

HOOPER, E. et al. Barriers to Forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v.42, p.1165-1174, 2005

LEI Florestal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1991. 34p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 4 ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002, v. 1. 368 p.

MACK, R.N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications,** 10: p. 689-710, 2000

MATOS, M.E.R. et al. Sobre o balanço d'água de *Solanum lycocarpum* St. Hil., nas condições de Cerrado. **Arquivos de Botânica do Estado de São Paulo,** São Paulo, 4:125-135. 1968

MELO, A.C.G. A legislação como suporte a programas de recuperação florestal no Estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, v.8, p.9-15, 2005.

METCALFE, C.R. and CHALK, L. Anatomy of dycotyledons. **Clarendon Press**, Oxford. 2nd ed. v.1. 1979

MONQUERO, P.A. et al. Seletividade de herbicidas em mudas das espécies nativas - *Acacia polyphylla, Enterolobium contortisiliquum* (Fabaceae), *Ceiba speciosa e Luehea divaricata* (Malvaceae). **Planta Daninha,** Viçosa, v. 29, n. 1, p. 159-168, 2011

OGDEN, J.A.E. and REJMÁNEK, M. Recovery of native plant communities after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: implications for management. **Biological Conservation**, v.125, p.427-439, 2005

REGAN, T.J. et al. Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. **Ecology Letters**, v.9, p.759-766, 2006

SILVA, W. et al. Tolerância de cinco espécies de Pinus a herbicidas. **Revista Árvore,** Viçosa, v. 24, n. 1, p. 13-20, 2000

TOLEDO, R.E.B. et al. Comparação dos custos de quatro métodos de manejo de *Urochloa decumbens* Stapf em área de implantação de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden. **Revista Árvore**, Viçosa, v.20, n.3, p.319-330, 1996

TUFFI SANTOS, L. D. et al. Características da epiderme foliar de eucalipto e seu envolvimento com a tolerância ao glyphosate. **Planta Daninha,** Viçosa, v. 24, n. 3, p. 513-520, 2006

TUFFI SANTOS, L.D. et al. Crescimento e morfoanatomia foliar de eucalipto sob efeito de deriva de glyphosate. **Planta Daninha**, Viçosa, v.23, n.1, p.133-142, 2005

TUFFI SANTOS, L.D. et al. Crescimento do eucalipto sob efeito da deriva de glyphosate. **Planta Daninha**, Viçosa, v.25, n.1, p.133-137, 2007

YAMASHITA, O.M. et al. Influência do glyphosate e 2,4-D sobre o desenvolvimento inicial de espécies florestais. **Scientia Forestalis,** Piracicaba, v. 37, n. 84, p. 359-366, 2009

YAMASHITA, O.M. et al. Resposta de varjão (*Parkia multijuga*) a subdoses de glyphosate. **Planta Daninha**, Viçosa, v.24, n.3, p.527-531, 2006

BRIDGES, D. C. Mechanism of action of inhibitors of amino acid biosynthesis. In: **Herbicide action course:** an intensive course on the activity, selectivity, behavior and fate of herbicides in plants and soil. West Lafayette: Purdue University, 2003. p. 344-365.

ARTIGO CIENTÍFICO IV

MANEJO QUÍMICO E MECÂNICO DE PLANTAS DANINHAS EM ÁREAS EM RECUPERAÇÃO

MECHANICAL AND CHEMICAL MANAGEMENT OF WEEDS IN ARES IN RECOVERY

Resumo

No controle de plantas daninhas em áreas de recuperação, tem-se adotado técnicas mais práticas e econômicas como a utilização de herbicidas. Os herbicidas glyphosate e paraquat, em seu uso inadequado e em doses elevadas e repetidas aplicações têm causado prejuízos às espécies não-alvo e ao meio ambiente. Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação dos herbicidas glyphosate e paraquat comparado à roçada para o controle de gramíneas invasoras em áreas degradadas. Para o presente estudo, a área foi dividida em dois ambientes com diferentes valores de resistência à penetração do solo e de matéria fresca da parte aérea. Em cada ambiente foram selecionadas cinco parcelas de 6x6 m². Cada parcela foi dividida em quatro subparcelas que receberam os tratamentos: aplicação de glyphosate, aplicação de paraquat, roçada mecanizada e tratamento controle (testemunha). A dose de herbicida utilizada foi aquela recomendada para dessecação. As avaliações realizadas compreenderam mensurações da radiação fotossinteticamente ativa interceptada pela gramínea após aplicação dos tratamentos, bem como a estimativa da atividade microbiana do solo em função dos ambientes estudados e uma área controle. Verificou-se que a roçada é o tratamento que permite maior incidência de luz no solo e a aplicação de paraquat a que permite menor incidência de luz. Nas parcelas tratadas com paraquat praticamente não houve a chegada de novas espécies e sim brotações das espécies antes presentes. Os maiores índices do coeficiente metabólico foram encontrados nos ambientes a serem recuperados. Contudo, outras técnicas de recuperação devem ser adotadas concomitantemente ao manejo para o controle de espécies daninhas

Palavras-chave: glyphosate, paraquat, coeficiente metabólico

Abstract

In weed control in areas of recovery, has been adopted techniques more practical and economical as the use of herbicides. The herbicides glyphosate and paraquat, in its inappropriate use in high doses and repeated applications have caused harm to non-target

species and the environment. Given the above, this study aimed to evaluate the effects of application of glyphosate and paraquat compared to mowing to control invasive grasses in degraded areas. For the present study, the area was divided into two areas with different values of soil penetration resistance and shoot fresh weight. In each environment were selected five plots of 6x6 m². Each plot was divided into four subplots receiving treatments: application of glyphosate, paraquat application, mowing and mechanical treatment (control). The dose of herbicide used was recommended for desiccation. The evaluations were carried out on measurements of photosynthetically active radiation intercepted by the grass after application of treatments, as well as the estimation of soil microbial activity as a function of the evaluated and a control area. It has been found that cutting is treatment that allows higher incidence of light on the ground and paraquat application that allows a lower incidence of light. In plots treated with paraquat was hardly the arrival of new species, but shoots of the species present before. The highest rates of metabolic coefficient were found in the environment to be recovered. However, other recovery techniques must be adopted concurrently with the management to control weeds.
Keywords: glyphosate, paraquat, metabolic coefficient

INTRODUÇÃO

Algumas espécies vegetais exóticas utilizadas em processos de recuperação podem causar retrocesso no processo de sucessão quando não estabelecem interações interespecíficas nos ecossistemas, tende, assim, a ser invasoras altamente agressivas.

Até então, as práticas de recuperação frequentemente introduziam espécies de gramíneas exóticas provocando mudanças nos ecossistemas naturais (Ziller, 2000) sem serem levados em consideração os aspectos da sucessão ecológica, ferramenta básica para o sucesso em projetos de recuperação. Em áreas com restrição ao crescimento de plantas, com nenhuma ou pouca quantidade de sementes no banco do solo e afastadas geograficamente das fontes de sementes, geralmente áreas de mineração (José et al., 2005), uma técnica muito adotada era implantar espécies forrageiras para a formação dos “tapetes-verdes”. É notória sua importância na reconstituição das características físico-químicas do substrato, na reciclagem de nutrientes, na melhoria do aporte de matéria orgânica e na melhoria da fertilidade (Fageria et al., 1991; Novák e Prach, 2003); porém, o manejo deve ser adequado para que tais espécies não dominem a área, inibindo assim o processo de recuperação.

No controle de plantas invasoras em áreas de recuperação, tem-se adotado técnicas mais práticas e econômicas como a utilização de herbicidas. Dentre eles, se apresenta com

grande potencial de uso os produtos a base de glyphosate (Kageyama et al., 2003) que não apresenta efeito residual e é sistêmico, garantindo bom controle de plantas de propagação vegetativa como as gramíneas. Esse herbicida é relatado como pouco agressivo à biomassa bacteriana e à respiração do solo quando usado dentro das recomendações normais (Stratton and Stewart, 1992) além do seu amplo espectro de ação que controla diversas espécies daninhas. Outra opção ao uso do glyphosate é o paraquat que tem como vantagens ação muito mais rápida, controlando plantas tolerantes ao glyphosate (como plantas daninhas resistentes), contudo, não é sistêmico impedindo, assim, sua translocação para as estruturas vegetativas subterrâneas das espécies (Oliveira Jr. et al., 2011). A opção pelo manejo químico da vegetação daninha deve ser precisa, evitando-se o efeito negativo sobre o ecossistema a ser recuperado.

Após o herbicida ser absorvido pela planta e atuar em seu local primário de ação, vários eventos bioquímicos e fisiológicos relacionados ocorrem sequencialmente (Devine et al., 1993), caracterizando a ação fitotóxica, acarretando a alteração do crescimento e desenvolvimento normal da planta, podendo levá-la a morte parcial ou total. Tal fato, entre outros eventos promovidos pelo glyphosate, permite maior incidência de luz no solo o que, consequentemente, induz a germinação das sementes presente no banco edáfico, efeito análogo a formação das clareiras nas florestas naturais.

O banco de sementes poderá predizer a composição inicial da vegetação após um distúrbio (Souza et al., 2006), favorecendo o processo de recuperação. Porém, em locais muito abertos e ensolarados, propiciam a entrada de propágulos de plantas daninhas gramíneas, que impedem a regeneração natural da área (Nogueira e Nogueira, 1991).

A aplicação de herbicidas pode alterar a atividade microbiana do solo, a depender do herbicida aplicado, do tipo de solo, da espécie da planta e da microbiota e suas interações (Santos et al., 2005). Os herbicidas glyphosate e paraquat, em teoria, não alteram a atividade microbiana do solo, devido à sua inativação no solo pela ligação do grupo fosfato presente na molécula aos sesquióxidos de ferro e alumínio, no caso do glyphosate (Lancaster et al., 2006; Pereira et al., 2008) e a qualquer carga negativa no caso do paraquat (Gwynne and Murray, 1985). Contudo, o uso inadequado desses produtos, com doses elevadas e repetidas aplicações têm causado prejuízos às espécies não-alvo e ao meio ambiente.

Diante do exposto, esse trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação dos herbicidas glyphosate e paraquat comparado à roçada para o controle de gramíneas invasoras em áreas degradadas.

MATERIAL E MÉTODOS

A área estudada tem tamanho aproximado de 10000 m^2, localizada no município de Diamantina região do Alto Jequitinhonha, no Complexo da Serra do Espinhaço, estado de Minas Gerais, situado nas coordenadas geográficas de 18º25’53”S de latitude e 43º60’36”W de longitude a uma altitude de 1130m. O regime climático é tipicamente tropical, Cwb na classificação de Köppen, caracterizado por verões brandos e úmidos e invernos mais frescos e secos. A precipitação média anual varia de 1250 a 1550 mm e a temperatura média anual situa-se na faixa de 18º a 19ºC, sendo predominantemente amenas durante todo o ano, devido às superfícies mais elevadas dessa serra. A umidade relativa do ar é quase sempre elevada, revelando médias anuais de 75,6%.

A vegetação predominante na área de estudo pode ser caracterizada como Cerrado campestre (Ribeiro e Walter, 2008).

A área em estudo foi isolada em 2002, procedendo posteriormente a restauração ambiental por meio do plantio ao acaso de mudas de espécies exóticas locais (alóctones), a saber: *Acacia mangium, Bauhimia variegata, Cedrela fissilis, Ceiba speciosa, Copaifera langsdorffii, Ficus beijamina, Jacaranda mimosifolia, Handroanthus impetiginosus, Handroanthus serratifolius,* entre outras; concomitantes ao semeio de algumas espécies de gramíneas como *Melinis minutiflora* P. Beauv. e *Urochloa decumbes* (Stapf) RD, Wabster, com o simples objetivo de recobrir o solo e protegê-lo contra o processo erosivo.

Para o presente estudo, a área foi dividida em dois ambientes, sendo o primeiro de resistência à penetração do solo média de 136,5 KPa, média de matéria fresca da parte aérea de 1041,92 g m^{-2} e o segundo de 198,6 KPa e 822,72 g m^{-2} respectivamente. O banco de sementes do solo é composto principalmente por espécies daninhas invasoras sendo para o Ambiente I uma média de 4096,72 sementes m^{-2} e para o Ambiente II, 2392,0 sementes m^{-2}. Em cada ambiente foram selecionadas cinco parcelas de 6x6 m². A escolha das parcelas foi realizada de forma seletiva para contemplar maior porcentagem de cobertura de gramíneas exóticas, principalmente compostas por *Melinis minutiflora* P. Beauv. e *Urochloa decumbes* (Stapf) RD, Wabster.

Os tratamentos constaram de diferentes métodos de controle das gramíneas. Cada parcela foi dividida em quatro subparcelas que receberam os tratamentos, a saber: 1 – aplicação de glyphosate, 2 – aplicação de paraquat, 3 – roçada mecanizada e 4 – tratamento controle (testemunha). A dose de herbicida utilizada foi aquela recomendada para dessecação (1,44 kg ha^{-1} de glyfosate e 0,40 kg ha^{-1} de paraquat) (MAPA, 2011).

A aplicação dos tratamentos ocorreu em junho de 2010. Os herbicidas foram aplicados utilizando um pulverizador manual pressurizado a gás comprimido por compressor, munido com ponta tipo leque 110-03, regulado com pressão constante por meio de uma válvula reguladora de pressão. A roçada foi realizada no mesmo dia da aplicação dos herbicidas com a utilização de uma roçadeira à bomba manual de combustível (STIHL® FS 55).

As avaliações realizadas compreenderam mensurações da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) interceptada pela gramínea após aplicação dos tratamentos, bem como a estimativa da atividade microbiana do solo em função dos ambientes estudados e uma área controle (mata).

Para estimativa da RFA, durante os 96 dias de avaliação, a cada 14 dias em um mesmo horário estabelecido (12h), foram mensuradas a interceptação luminosa (µmol m^{-2} s^{-1}) com o auxílio de um radiômetro de barra (LI-COR-191SA Line Quantum Sensor) posicionando-se o sensor ao nível da superfície do solo em cada subparcela.

Os dados foram analisados considerando-se o delineamento inteiramente ao acaso (DIC), com dez repetições, em esquema de parcelas sub-subdivididas 2x4x8, sendo estudado nos dois ambientes o efeito dos quatro manejos de plantas daninhas e dos oito tempos de avaliação para a variável interceptação luminosa. Os dados de interceptação luminosa foram submetidos a testes de normalidade, homogeneidade e variância pelo Software Estatística 7.0 e suas médias submetidas ao teste Tukey à 5% de probabilidade.

Para as análises microbianas foram coletadas de forma aleatória nos dois ambientes descritos anteriormente e em mais um ambiente conservado em local adjacente à área de estudo. Cada amostra composta totalizou 300 cm^3 de solo. A quantificação da atividade microbiana e da taxa de respiração basal foi realizada em potes fechados segundo critério descrito por Alef e Nannipieri (1995). O método utilizado para a fumigação-extração foi de acordo com Vance et al. (1987), sendo a relação solo extrator 1:2,5 segundo Tate et al. (1988), e Kc = 0,33 preconizado por Sparlinge West (1988), realizando fumigação por meio de irradiação, procedendo-se a extração e quantificação do carbono microbiano pelo método descrito em Walkley e Black (1934), modificado segundo Tedesco et al. (1995), sem aquecimento externo em chapa.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os valores dos F da ANOVA obtidos para as médias representantes da interceptação luminosa.

Tabela 1: Valores de F referentes à variável interceptação luminosa para ambientes (a), época de aplicação (e) e métodos de manejo de plantas daninhas (t).

Fonte de variação	**Interceptação luminosa**
Ambientes (a)	$0{,}0012^{n.s}$
Resíduo a	8,0500
Métodos de manejo de plantas daninhas (t)	6,8758*
a x t	$0{,}3800^{n.s}$
Resíduo b	24,380
Época (e)	32,71*
e x a	5,32*
e x t	4,51*
e x a x t	2,32*
Resíduo c	46,90

O efeito a nível de interação apresentou-se significativo para a interação tripla (época, ambiente, tratamento) à 5% de probabilidade. Na Tabela 2 é apresentado o desdobramento do grau de liberdade da interação entre tratamentos e ambientes para a variável interceptação luminosa.

Tabela 2: Desdobramento do grau de liberdade da interação (Tratamento x Ambiente) para a variável interceptação luminosa para os dois ambientes avaliados.

	Médias de Interceptação luminosa							
	Tratamentos							
Ambiente	**Glyphosate**		**Paraquat**		**Roçada**		**Testemunha**	
I	997,30	abA	900,01	bA	1343,44	aA	1112,11	abA
II	1019,71	abA	957,67	bA	1349,60	aA	965,93	bA

Média seguidas da mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.

Nota-se na Tabela 2 que não há efeito significativo entre os ambientes e sim entre os tratamentos. Sendo que a roçada é o tratamento que permite maior incidência de luz no solo e a aplicação de paraquat a que permite menor incidência de luz. O fato das subparcelas

controle (testemunha) no Ambiente II apresentarem menor média de intercepção luminosa comparado ao Ambiente I é explicado pelo fato de duas dessas subparcelas apresentarem média de matéria fresca da parte aérea elevada em relação as demais, dificultando assim a chegada de luz no solo.

Na Figura 1 é mostrada a média de interceptação luminosa para os Ambientes I e II.

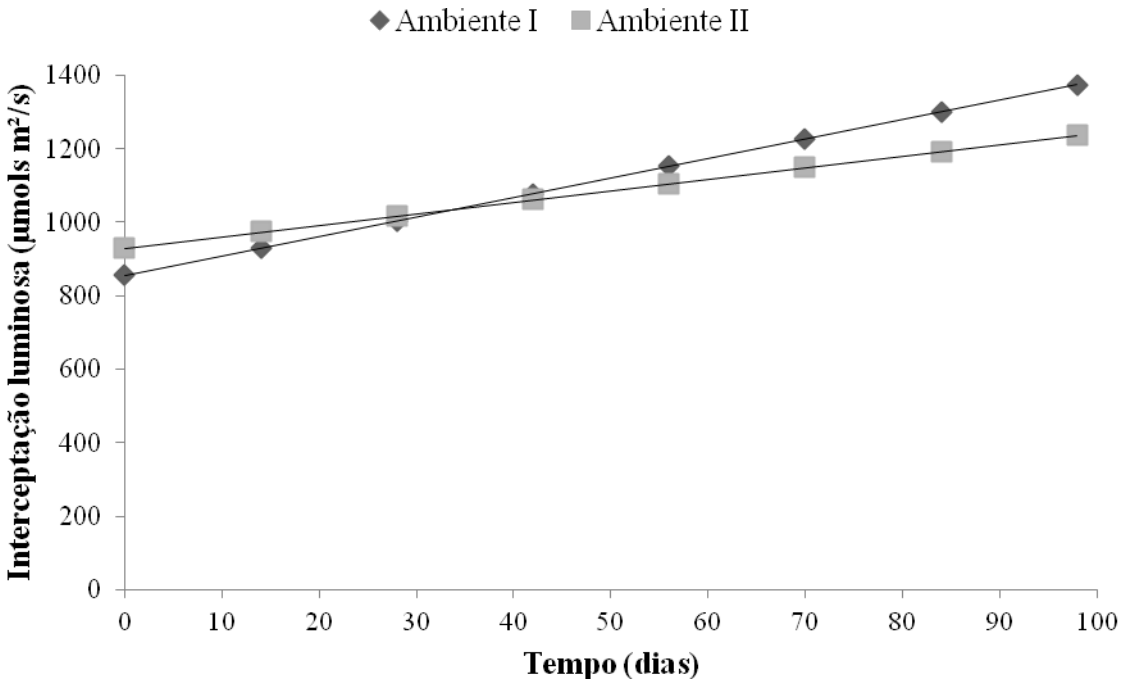

Figura 1: Interceptação luminosa (µmols m²/s) para os 96 dias de avaliação para o Ambiente I e II. Ajustes: Ambiente I) $y = 5,29*x + 855,54$ ($R^2=0,83$) e Ambiente II) $y = 3,13*x + 930,08$ ($R^2=0,88$). *($p < 0,05$).

Em ambos os ambientes, o tratamento que permitiu a maior incidência de luz direta no solo aos 96 dias de avaliação foi a roçada, que consistiu do corte rente ao solo de toda a camada de plantas pertencentes às subparcelas estudadas, logo a passagem de luz foi mais intensa. Em contrapartida, as subparcelas tratadas com o herbicida paraquat foram as que menos receberam incidência de luz direta no solo. Isso pode ser explicado pelo fato do paraquat possuir uma característica de bom dessecante e que após entrar em contato com as plantas estas vão se decompondo gradativamente sobre o solo, o que contribuiu para promover barreira física entre a passagem de luz e o solo.

Em áreas com grande infestação de espécies exóticas como a do presente estudo, a utilização do paraquat no manejo se mostra favorável em relação às outras práticas descritas nesse trabalho. Isso porque, com a passagem gradativa de luz para o solo possibilita a

germinação de plantas arbóreas pioneiras presentes no banco de sementes ao passo que o tratamento com roçada, deixa o solo exposto e com alta intensidade de luz no solo de maneira abrupta, favorecendo a chegada de espécies invasoras e a germinação das plantas daninhas.

Embora as subparcelas que receberam o tratamento de glyphosate não diferiram significativamente das que foram tratadas com paraquat (Figura 2), elas em geral, apresentaram uma menor germinação de plantas daninhas.

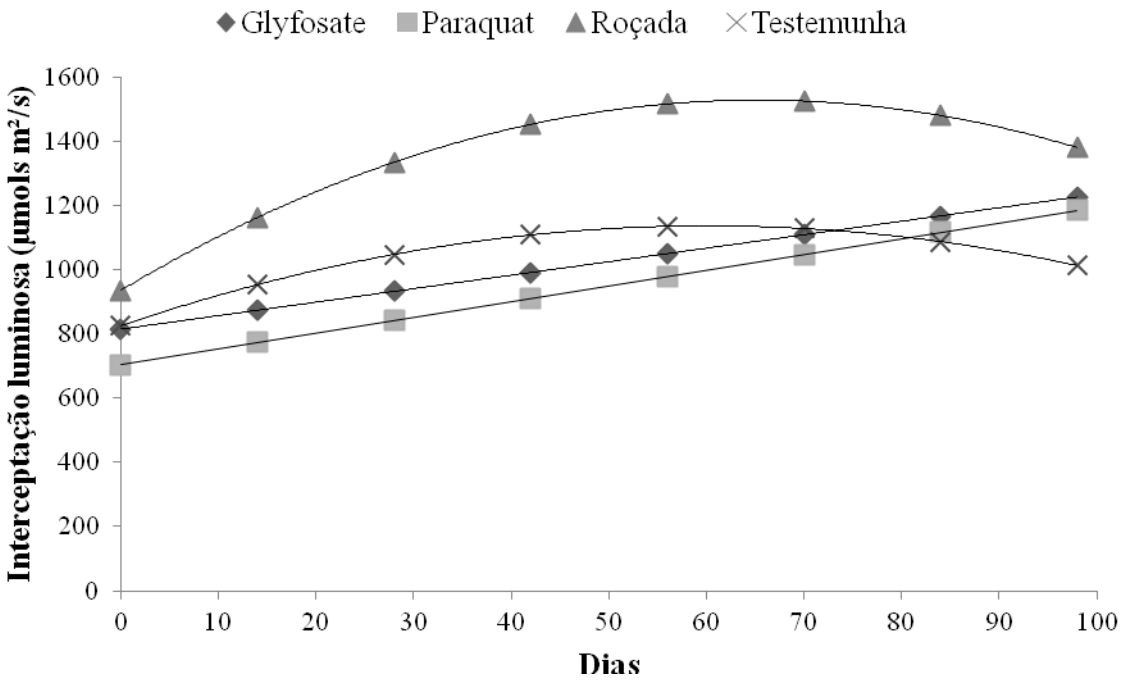

Figura 2: Interceptação luminosa (µmols m²/s) por tratamentos para os 96 dias de avaliação. Ajustes: 1) Glyphosate = 4,2007*x + 815,03; 2) Paraquat = 4,9024*x + 704,64; 3) Roçada = -0,1387*x^2 + 18,125*x + 936,2 e 4) Testemunha = -0,0861*x^2 + 10,352*x + 825,44. *($p < 0,05$)

Em duas subparcelas tratadas com glyphosate foi predominante a germinação das espécies *Sida rhombifolia* e *Spermacoce latifolia*, provavelmente pertencente ao banco de sementes local. Tais espécies são diferentes das que apareciam na subparcela antes da aplicação, compostas basicamente por *M. minutiflora* e *U. decumbes*. *Sida rhombifolia* possui forma de vida subarbustiva e é exótica para a área do presente estudo. Kissmann & Groth (2000), citam que é uma espécie infestante em diversas culturas, como pastagens e áreas desocupadas; podendo ser hospedeira de um micoplasma, que causa a doença conhecida como "virose das malváceas". A espécie *S. latifolia* é herbácea e nativa para o presente estudo, sendo que se propagam menos intensamente quando comparada às gramíneas exóticas

descritas anteriormente. Costa et al. (2002), destaca que a espécie *S. latifolia*, vem se tornando problemática nas áreas de reflorestamento no estado de São Paulo, principalmente com relação à sua densidade de ocorrência, provavelmente como resultado de um processo de seleção promovido pelos métodos de controle e herbicidas utilizados. Já nas parcelas tratadas com paraquat que é um herbicida de contato (exerce efeito somente onde entra em contato com a planta (Gwynne and Murray, 1985)) praticamente não houve a chegada de novas espécies e sim brotações das espécies antes presentes nas subparcelas, porém em elevada densidade.

Referente às avaliações microbiológicas, optou-se pela comparação entre os ambientes, em função da pequena área amostral dentro de cada subparcela, o que, em análise preliminar, evidenciou diferença pouco expressiva (não significativa).

Além da avaliação do carbono da biomassa microbiana, estimou-se a taxa de respiração basal do solo (evolução de CO_2) que é um indicador de distúrbios na fração viva da matéria orgânica edáfica. Observou-se que os dados para carbono da biomassa microbiana não se alteraram em função da compactação do solo. Contudo, a evolução de CO_2 apresentou aumento nos ambientes em processo de recuperação, quando comparados à mata.

A evolução de CO_2 pode ser o resultado direto da maior taxa de desprendimento desse gás em função do aumento na respiração microbiana. Esse aumento pode ser provocado pela multiplicação populacional das unidades microbianas e em certos casos contribuir para o aumento, a longo prazo, da matéria orgânica do solo. Contudo, admitindo-se que nos ambientes compactados, não houve alteração da biomassa microbiana, o aumento no desprendimento de CO_2 é um indicativo da ineficiência dos microrganismos em fixar o carbono do solo e, a longo prazo, pode representar perdas na matéria orgânica e, consequentemente, diminuir a estruturação do solo e suas funções básicas.

Para isso avaliou-se conjuntamente o quociente metabólico que expressa a relação entre a evolução de CO_2 e o carbono da biomassa microbiana do solo (Anderson and Domsch, 1993). Os maiores índices de qCO_2 foram encontrados nos ambientes a serem recuperados sendo o índice para o ambiente conservado 64 vezes menor quando comparado aos demais. O baixo valor do qCO_2 para o ambiente referência pode ser explicado pelo fato deste não ter sofrido processos de perturbação. Gama-Rodrigues (1999) cita que a medida que a biomassa se torna mais eficiente, menos carbono é perdido na forma de CO_2, com isto solos com qCO_2 baixos estão próximos ao estado de equilíbrio ou seja, são mais estáveis.

CONCLUSÃO

Conclui-se que uma única aplicação das técnicas de manejo não foi eficiente para o efetivo controle das plantas daninhas presente na área, e que a aplicação do glyphosate permitiu a entrada de duas novas espécies nas áreas estudadas.

Contudo, outras técnicas de recuperação devem ser adotadas concomitantemente ao manejo para o controle de espécies daninhas na área do presente estudo, para que haja a entrada de espécies arbóreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEF, K. AND NANNIPIERI, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry.** Academic Press, New York. 1995.

ANDERSON, J. P.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO2 (qCO2) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochemical., v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

COSTA, A.G.F.; ALVES, P.L.C.A.; PAVANI, M.C.M.D. Períodos de interferência de erva-quente (*Spermacoce Latifolia*) no crescimento inicial de eucalipto (*Eucalyptus grandis*). **Scientia Forestalis**. n. 61, p. 103-112, jun. 2002

DEVINE, M.; DUKE, S.O.; FEDTKE, C. Oxygen toxicity and herbicidal action; Secondary physiological effects of herbicides. Physiology of herbicide action. New Jersey: Prentice-Hall, 1993. Cap.9, cap.16, p.177-188.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; JONES, C. A. **Growth and mineral nutrition of field crops**. New York: M. Dekker, 1991. 476p.

GAMA-RODRlGUES, E. F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: Santos, G.A; CAMARGO, F. A O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre: Gênesis, 1999. 244p.

GWYNNE, D.C. AND MURRAY, R.B. **Weed biology and control in agriculture and horticulture.** London: Batsford Academic and Educational, 1985. 258p. ANDERSON, J. P.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO2 (qCO2) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochem., v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

JOSÉ, A.C; DAVIDE, A.C.; OLIVEIRA, S.L. Produção de mudas de aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi) para recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita. **Cerne**. Lavras-MG. v. 11, n. 2, p. 187-196, abr./jun. 2005

KAGEYAMA, P. Y. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. 1. ed. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, 2003. 340 p.

KISSMANN, K.G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas.** São Paulo: BASF, 2000. Tomo II. 725 p.

LANCASTER, S. R. et al. Soil microbial activity is affected by roundup weathermax and pesticides Applied to cotton (Gossypium hirsutum). **J. Agric. Food Chem**., v. 54, n. 19, p. 7221-7226, 2006.

MAPA.http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento** - Coordenação-Geral de Agrotóxicos e Afins. Acesso em: 18/12/2011.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; JONES, C. A. **Growth and mineral nutrition of field crops**. New York: M. Dekker, 1991. 476p.

NOGUEIRA, J.C.B.; NOGUEIRA, L.T. Regeneração natural de mata ciliar na Estação Ecológica de Bauru. **Revista do Instituto Florestal,** Piracicaba, v. 3, n. 2, p. 157- 162, 1991.

NOVÁK, J., PRACH, K. Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. **Applied Vegetation Science,** Knivsta, v. 6, n.2, p. 111–116, 2003.

PEREIRA, J. L. et al. Effects of glyphosate and endossulfan on soil microorganisms in soybean crop. **Planta Daninha**, v. 26, n. 4, p. 825-830, 2008.

OLIVEIRA JR, R. S. **Biologia e Manejo de Plantas Daninhas.** 1. ed. Curitiba. Omnipax. 2011.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 2. p.151–212.

SANTOS, J. B. et al. Atividade microbiana do solo após aplicação de herbicidas em sistemas de plantio direto e convencional. Planta Daninha, v. 23, n. 4, p. 683-691, 2005.

SOUZA, P.A. et al. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne,** v.12, n.1, p.56-67, 2006.

STRATTON, G.W.; STEWART, K.E. Glyphosate effects on microbial biomass in a coniferus Forest soil. **Environmental Toxicology and water Quality**. v.7, p.223-226, 1992.

TATE, K. R.; ROSS, D. J.; FELTHAM, C. W. A direct extraction method to estimate soil microbial-C - effects of experimental- variables and some different calibration procedures. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 20, n. 3, p. 329-335,1988.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; VLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais.** 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 174 p.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology & Biochemistry,** v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 29-38, 1934.

ZILLER, S. R. 2000. A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Brasil, 268 pp.FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C.; JONES, C. A. **Growth and mineral nutrition of field crops**. New York: M. Dekker, 1991. 476p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de todas as adversidades à colonização dessa área degradada como a elevada presença de gramíneas exóticas estabelecidas e presentes no banco de sementes do solo, existe um conjunto de espécies capazes de se estabelecerem em tais condições. As espécies: *Casearia sylvestris, Dalbergia miscolobium* e *Kielmeyera coriacea*, se destacaram como as principais colonizadoras da área estudadas, indicando potencial para o uso em programas de recuperação de áreas degradadas em ambientes alterados de Cerrado campestre.

Verificou-se que somente isolar a área das fontes de degradação não é por si só, eficiente para recuperar a área trabalhada, logo é preciso aplicar técnicas beneficiando o controle das plantas daninhas e impulsionando o processo de sucessão ecológica.

Enriquecimento da área e do banco de sementes, instalações de poleiros naturais, plantio de espécies, formação de ilhas de recuperação devem ser associadas ao manejo dessas áreas visto que poderiam inibir a germinação das espécies daninhas presente no banco de sementes e dificultar que estas dominem tais ambientes ao passo que possibilitaria o desenvolvimento de novas espécies de interesse.

A utilização do controle químico no manejo das plantas daninhas pode ser eficiente, porém somente uma aplicação parece insuficiente para impedir a competição direta com as espécies regenerantes. Deve-se atentar também para a utilização de espécies tolerantes ao herbicida aplicado. Assim mais estudos devem ser desenvolvidos avaliando a aplicabilidade do uso desse método na prática.