

Caroline Siqueira Santos

**Potencial regenerativo da vegetação ciliar do rio Pandeiros após
diferentes tratamentos de restauração em uma área impactada pela
bovinocultura**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Montes Claros como requisito necessário para a conclusão do curso de Mestrado em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Yule Roberta Ferreira Nunes

Co-orientadora: Dr^a. Islaine Franciely Pinheiro Azevedo

Montes Claros, MG.

2016

"Ser escravo do saber, se queres ser alguém"

(Maria Inês de Matos Gonçalves)

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por todas as graças recebidas por ter colocado pessoas tão especiais a meu lado, sem as quais certamente não teria dado conta!

Aos meus amados pais que tanto me apoiam nesta caminhada me dando força, incentivo, amor incondicional. Amo vocês!!!

A minha irmã que nunca entendeu como que uma pessoa consegue trabalhar no mato, dormir no mato e comer no mato!!! Pela sua amizade, amor e companheirismo desde sempre!

A minha orientadora Yule, pela oportunidade de aprendizado desde quando entrei no LEVE, pela paciência (ainda consegui ser sua ovelha mais rebelde rsrs), pelos puxões de orelha que levarei pra vida inteira, pela amizade, por sempre chegar na sua sala achando que sei e sair sabendo que ainda tenho muito que aprender!!! Você é meu maior exemplo de pesquisadora!

À Dora por estar sempre disposta a ajudar e por ter contribuído para eu ter chegado até aqui quando me orientou na minha primeira provação que foi a monografia.

Ao "clube da Lulu" que salvou tantos dias de *stress*, minhas amigas lindas Camilão e Nathi, companheiras de todas as horas, pela paciência nos campos quando nunca sabia onde estava as minhas coisas, em especial a Camilão que sempre xingava, amo vcs!!!

À Nathi, minha irmã de coração, que esteve sempre ao meu lado pro que der e vier, nunca terei palavras para descrever o que é nossa amizade, o "transmimento de pensação" que sempre tivemos!!! Te amo amiga!!

Aos meus amigos do LEVE, pela amizade, pelas "altas" risadas pra descontrair um pouco!!! Não citarei os nomes, pois nunca me perdoarei se esquecer do nome de alguém. Adoro vocês povo doido!!!

À Ozorino Neto, vulgo "Zuzu" que me ajudou com as análises do trabalho.

Ao meu companheiro de guerra Alexsander, principalmente pela paciência e pelo amor que às vezes nem merecia, mas recebi!! Te amo!!

À todos que contribuíram para que eu chegasse até aqui, meu muito obrigado!!!!!!

Potencial regenerativo da vegetação ciliar do rio Pandeiros após diferentes tratamentos de restauração em uma área impactada pela bovinocultura¹

Caroline Siqueira Santos², Nathalle Cristine Alencar Fagundes³, Graciene da Silva Mota³, Camilla Vanelle Ramos de Araújo Veloso⁴, Ozorino Caldeira Cruz Neto⁴, Islaine Francielli Pinheiro de Azevedo⁴
e Yule Roberta Ferreira Nunes⁴

Resumo

Após uma perturbação, a regeneração natural segue uma progressão de estágios, com um enriquecimento gradual de espécies e um aumento da complexidade estrutural e funcional. Este trabalho objetivou-se avaliar o potencial regenerativo de uma área às margens do rio Pandeiros, impactada pela bovinocultura, após implantação de diferentes tratamentos de restauração. Foram implantados oito tratamentos: área aberta (A), área cercada (C), área com adubação (E), área com semeadura direta (S), áreas com plantio de mudas com espaçamento de 2 ou 4 m (M2 e M4) e áreas com plantio (2 ou 4 m) consorciadas com semeadura direta (SM2, SM4). Os tratamentos foram aplicados em parcelas, que foram cercadas (exceto tratamento A), gradeadas e adubadas (exceto tratamentos A e C). Nas parcelas foram estabelecidas sub-parcelas de 4 m² e coletadas amostras compostas de solo. Nestas sub-parcelas, foram amostrados todos os indivíduos e espécies lenhosas, contadas as espécies herbáceas e de capim invasor e estimada a cobertura vegetal. As avaliações da regeneração natural e da cobertura vegetal foram feitas periodicamente, ao longo de 24 meses. Para examinar as diferenças entre os grupos de plantas, em função do tempo e dos tratamentos de restauração, foi utilizado o Modelo Linear de Efeito Misto. Para detectar a relação dos grupos de plantas com as variáveis edáficas e os tratamentos foi feita uma Análise de Correspondência Canônica. Foi encontrada uma maior riqueza e abundância de lenhosas nos tratamentos A e C e não

¹ Artigo formatado segunda as normas da revista científica Acta Botanica Brasilica

² Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Montes Claros, Campus Universitário Prof. Darcy Ribeiro, CP 126, 39401-089, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil.

³ Pós-Graduação em Botânica Aplicada, Universidade Federal de Lavras, CP 3037, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

⁴ Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Montes Claros, Campus Universitário Prof. Darcy Ribeiro, CP 126, 39401-089, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil

houve variação significativa ao longo do tempo. Para as herbáceas, houve uma diminuição na riqueza com o tempo e a maior riqueza de capim invasor foi observada aos 3 meses de avaliação em quase todos os tratamentos. A maior cobertura vegetal foi observada aos 12 meses de avaliação em quase todos os tratamentos. As espécies de capim invasor e herbáceas correlacionaram positivamente com acidez potencial, fósforo e areia grossa e as lenhosas com potássio e matéria orgânica. Não houve uma correlação entre os tratamentos de restauração e as variáveis edáficas. A restauração ambiental é um processo lento e imprevisível, onde respostas mais conclusivas dependem do acompanhamento a longo prazo.

Palavras-chave: regeneração natural, modelos de restauração, mata ciliar, degradação ambiental.

Abstract

After a disturbance, natural regeneration follows a progression of stages, with a gradual enrichment of species and an increase in the structural and functional complexity. This work aimed to evaluate the regenerative potential an area on the banks of the river Pandeiros, impacted by cattle, after implantation of different restoration treatments. Were deployed eight treatments: open area (A), enclosure (C), fertilizer area (E), area with direct seeding (S), areas with planting seedlings with 2 or 4 m spacing (M2 and M4) and areas with planting (2 or 4 m) consortium with direct seeding (SM2, SM4). The treatments were applied on plots that were fenced (except treatment A), barred and fertilized (except treatments A and C). In the plots were established sub-plots of 4 m² and collected composed samples of soil. In these sub-plots, all individuals were sampled and woody species, counted the herbaceous species and invasive grass and estimated vegetation cover. The evaluations of natural regeneration and vegetation cover were made periodically over the course of 24 months. To examine the differences between the groups of plants, depending on the time and restoration treatments, we used the Linear Mixed Effect Model. To detect the ratio of groups of plants with the edaphic conditions and treatments variables was made a Canonical correspondence analysis. Was found a greater richness and abundance of woody in A (open area) and C (fenced), and there was no significant variation over time. For the herbaceous, there was a decrease in wealth over time and the greatest wealth of grass attacker was observed at 3 months of assessment in almost all treatments. The greatest vegetation cover was observed at 12 months in almost all treatments. Invasive grass species and herbaceous correlated positively with potential acidity, phosphorus and coarse sand and woody with potassium, and organic matter. There was no correlation between restoration treatments and edaphic conditions variables. Environmental restoration is a slow and unpredictable, where conclusive answers depend on the short-term and long-term.

Keywords: natural regeneration, restoration models, riparian forest, environmental degradation.

Introdução

O desmatamento tem levado a uma severa redução das áreas florestais naturais nas últimas décadas (García-Orth & Martínez-Ramos 2011), acarretando na fragmentação das comunidades vegetais e provocando diversas modificações estruturais e funcionais nestes ambientes (Bernacci et al. 2006). As atividades agropecuárias, as queimadas e o extrativismo florestal são as principais causas desta fragmentação e degradação (Paine & Ribic 2002, Corbacho et al. 2003). O manejo cada vez mais intenso e inadequado das áreas naturais, como o uso do fogo e o excesso de pastoreio (Carvalho 2006), deixam as comunidades vegetais vulneráveis, tornando-as suscetíveis à entrada de espécies invasoras pioneiras e oportunistas (Odum 1998).

As espécies invasoras são espécies que apresentam alto grau de tolerância ao fogo e certa tolerância ao sombreamento (FAO 2005). São competidoras agressivas e de crescimento rápido, preferindo solos mais férteis, arenosos e bem drenados (FAO 1986, 2005, Rossi et al. 2011). Muitas dessas espécies invasoras são exóticas e podem dominar as comunidades nativas, alterando a cadeia alimentar e provocando consequências desastrosas para os ecossistemas (Primavezi 1979, Odum 1998, Zalba 2007, Ziller 2007). Além disso, alteram a evolução das espécies nativas através de exclusão por competição, deslocamento de nicho, hibridação e introgressão genética e predação, podendo levá-las a extinção (Mooney & Cleland 2001, Theoharides & Dukes 2007), sendo considerada uma das principais ameaças para a conservação da biodiversidade em áreas protegidas (Martins 2006). Além disso, o uso intensivo da terra, o solo também é impactado, reduzindo assim, a quantidade de nutrientes e capacidade de retenção de água, resultando na restrição da disponibilidade de sementes e no estabelecimento das plântulas (Chazdon 2012), afetando diretamente a regeneração natural.

As matas ciliares destacam-se por ocuparem áreas restritas ao longo dos cursos d'água (Ribeiro & Walter 2001) e apresentam atributos peculiares devido a interação complexa de fatores típicos de ambientes ciliares (Rodrigues 2004, Teixeira 2010). São caracterizadas por uma grande heterogeneidade ambiental, determinada por diferentes condições edáficas, como textura do solo e qualidade dos sedimentos, microtopografia local e regime de inundações (Rodrigues & Shepherd 2004, Camargos et al. 2008, Silva et al. 2010). Mesmo sendo áreas de proteção, estes ecossistemas vem sofrendo uma intensa degradação pelo homem, por se localizarem em áreas com solos muito férteis e úmidos (Carvalho et al. 2005), propícios as atividades agropastoris e o extrativismo florestal (Corbacho et al. 2003, Carvalho et al. 2005, Martins 2007). Aliada a estas atividades, a dispersão de espécies exóticas se torna uma grande ameaça à biodiversidade (Rodrigues 2002), impedindo o estabelecimento das espécies nativas (Cornih & Burgin 2005) e alterando o funcionamento e serviços do ecossistema, com prejuízos ambientais e econômicos (Mooney & Hobbs 2000, Espíndola et al. 2005, Simberloff 2010).

Após uma perturbação, a regeneração florestal segue uma progressão de estágios, com um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em sua complexidade estrutural e funcional (Chazdon 2012). Assim, dependendo da alteração ambiental, a manutenção dos processos responsáveis pela regeneração natural é imprescindível para que ocorra a restauração deste ambiente. Em áreas que sofreram uma forte antropização, muitas vezes, é necessária a aplicação de técnicas de restauração (Hobbs 2002). As técnicas e modelos de restauração ambiental objetivam a restituição de um ecossistema degradado ao mais próximo possível da sua condição original, induzindo um processo de sucessão secundária e recriando comunidades ecologicamente viáveis (Engel & Parrota 2003; Reis et al. 2003). A revegetação, que consiste a reintrodução de espécies, de preferência nativas, é uma das técnicas que auxilia a recuperação das funções do sistema

(Lennox et al. 2011). Este método consiste no plantio de mudas ou semeadura direta, entre outros, usados em ambientes onde a formação florestal foi parcialmente ou totalmente destruída e substituída por atividades agropastoris, tendo por finalidade a recuperação dos processos ecológicos originais (Ignácio et al. 2007). Os métodos de revegetação auxiliam a regeneração natural e capacitam as florestas se recuperarem de distúrbios (naturais e antrópicos), restabelecendo, assim, o ecossistema florestal (Gama et al. 2002, Martins 2007). Para Melo & Durigan (2007), o estudo do processo de regeneração natural é um importante parâmetro para a análise da evolução das comunidades em processo de restauração.

A avaliação dos regenerantes, após a restauração, é de grande importância para verificar se a área alcançou o seu sucesso regenerativo (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Os atributos, como riqueza, abundância e porcentagem de cobertura, são algumas das medidas mais utilizadas que fornecerem informações úteis para a previsão do direcionamento da sucessão vegetal (Salinas & Guirado 2002, Nichols & Nichols 2003, Weiermans & van Aarde 2003). Além de avaliar esses atributos no local restaurado, é sempre necessário compará-los a locais de referência, para estimar o nível do sucesso de restauração (Passell 2000; Purcell et al. 2002; SER 2004).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial regenerativo de uma área de vegetação ciliar impactada pela bovinocultura, após a implantação de diferentes tratamentos de restauração, no Refúgio de Vida Silvestre (REVISE) do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais (Brasil). Buscou-se responder às seguintes perguntas: (i) a resposta dos regenerantes avaliada através da riqueza e abundância de lenhosas, riqueza de herbáceas e de capins invasores e a porcentagem de cobertura vegetal variam entre os tratamentos de restauração ao longo do tempo?; (ii) as características edáficas das áreas influenciam regeneração natural e a resposta aos tratamentos de restauração?; e (iii) quais

as implicações práticas dos resultados deste trabalho para ações de restauração em ambientes degradados na região?

Materiais e métodos

Área de estudo

O trabalho foi conduzido às margens do rio Pandeiros, no Refúgio de Vida Silvestre (REVISE), localizado dentro da Área de Preservação Ambiental (APA) do Rio Pandeiros, no município de Januária, norte de Minas Gerais (Fig. 1). A vegetação ciliar do rio Pandeiros apresenta uma composição florística mista: presença de espécies de mata ciliar, de mata seca e de cerrado, mostrando uma forte influência da transição dos biomas Cerrado e Caatinga presente na região (Veloso et al. 2014). Os solos da área são classificados como Neossolo Regolítico eutrófico, Cambissolo Háplico eutrófico, Latossolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Gleissolo Háplico (Veloso et al. 2014). O clima é tropical úmido (Aw), de acordo com a classificação de Köppen, com estações secas e chuvosas bem definidas (Álvarez 2014). Segundo Azevedo et al. (2014), as normais climáticas da área de estudo, obtidas de 1999 a 2009, mostraram uma precipitação média de 920 mm anuais e temperatura média de 26,8° C.

Entre os anos de 2009 e 2010, foi realizado um experimento de revegetação em quatro áreas localizadas nas: Fazenda Agropecuária Ouro Preto - AGROPOP (15° 36' S e 44° 42' W), Fazenda Pandeiros (15° 39' S e 44° 39' W), Fazenda Sementes Tolentino (15° 42' e 44° 36' W) e Fazenda Traçadal (15° 32' S 44° 43'W). Essas áreas são fazendas que apresentam como principal atividade econômica a pecuária extensiva de corte. Nestas áreas, a vegetação ciliar encontra-se impactada e fragmentada, principalmente para formação de pasto, através do desmatamento, queimada e plantio de capim *Brachiaria* spp. (Nunes et al. 2009).

Modelos de restauração

Nas áreas selecionadas foram implantados sete tratamentos de restauração (Tab. 1): área adubada (E), que consistiu na adubação com esterco de galinha ou torta de mamona (0,5 t/ha); área com semeadura direta (S), onde sementes foram semeadas em linhas de plantio de 2 m e espaçamento entre covas de 2 m, com pelo menos três espécies/cova, utilizando-se sulcos de aproximadamente 5 cm, feitos com enxada; áreas com plantio de mudas com espaçamento de 2 ou 4 m (M2 e M4, respectivamente) entre linhas e de 2 m entre mudas; e áreas com plantio de mudas consorciado com a semeadura direta, com espaçamento de linhas de plantio de 2 ou 4 m de distância (SM2 e SM4, respectivamente). Cada tratamento foi implantado em parcelas, que variaram de 0,77 a 1 ha, mantendo-se a largura da parcela de 50 m, conforme legislação ambiental vigente no ano de implantação do experimento (Lei nº4.771, Art. 2º, de 15 de setembro de 1965 - Brasil 1965), referente a largura da Área de Preservação Permanente de rios entre 10 e 50 m de largura. Foram estabelecidas 29 parcelas ao longo da margem ciliar do rio Pandeiros, distribuídas em quatro áreas, sendo sete parcelas na Fazenda AGROPOP, sete na Fazenda Traçadal, 14 parcelas na Fazenda Pandeiros e 4 na Fazenda Sementes Tolentino, totalizando 30 ha de área experimental.

Antes da implantação do experimento, as áreas, com exceção do tratamento C (área cercada), foram gradeadas, utilizando-se trator e grade, e adubadas (conforme descrito no tratamento E - área adubada). Nas áreas com plantio de mudas, foram implantadas, ao todo, 16.259 mudas divididas entre 33 espécies ocorrentes na região (Fagundes et al. submetido). As mudas foram produzidas na Área Experimental da Biologia, na Universidade Estadual de Montes Claros, e nos viveiros dos Hortos Florestais do Instituto Estadual de Floresta das cidades de Brasília de Minas, São

Francisco e Januária. As sementes utilizadas na semeadura direta e para a produção das mudas foram coletadas na área de estudo, sendo feita a quebra da dormência para cada espécie com um tipo específico.

Acompanhamento regeneração

Dentro de cada parcela, foram estabelecidas subparcelas de 2,0 m × 2,0 m (4 m²), para acompanhar a regeneração natural. Essas subparcelas foram estabelecidas em duas linhas perpendiculares ao curso do rio com as distâncias de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 m, sendo que cada linha de subparcelas distava 50 m da outra, paralelamente ao curso do rio. O número de subparcelas variou em relação ao tamanho das parcelas e a quantidade de áreas com cobertura vegetal remanescente, sendo para o C (cercada), 16, para o S (semeadura direta) 34, para o E (área adubada) 16, para o M2 (plantio de mudas 2 m × 2 m), 28, para o M4 (plantio de mudas 4 m × 2 m), 36, para o SM2 (plantio de mudas 2 m × 2 m e semeadura direta) 35, e para o SM4 (plantio de mudas 4 m × 2 m e semeadura direta) 42, totalizando 207 subparcelas.

Nas subparcelas, foram contabilizados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes e amostradas as espécies herbáceas. Assim, foram separados três grupos, conforme hábito e origem: lenhoso, herbáceo e capim invasor. O grupo lenhoso representou todos os indivíduos e espécies arbustivo-arbóreas nativas regenerantes encontradas nas subparcelas, o grupo herbáceo foi composto de todas as espécies herbáceas nativas, com exceção das espécies de capim exóticas, utilizadas no cultivo de pasto e/ou invasoras de áreas degradadas, que foram agrupadas como capim invasor. Por último, a cobertura vegetal também foi avaliada, feita por observação visual, por meio de uma escala de porcentagem que variou de zero (correspondente à ausência de cobertura vegetal) a 100% (que correspondente à cobertura completa do solo). As avaliações da

regeneração natural e da cobertura vegetal foram feitas periodicamente, ao longo de 24 meses, sendo que no primeiro ano, a avaliação foi trimestral e no segundo ano semestral. Os tempos avaliados foram caracterizados como T1 (3 meses após implantação do experimento; mês de março), T2 (6 meses; junho), T3 (9 meses; setembro), T4 (12 meses; dezembro), T5 (18 meses; junho) e T6 (24 meses; dezembro), conforme o plantio, que ocorreu em dezembro de 2009 e 2010, sendo os primeiros plantios em 2009 nas Fazendas AGROPOP e Traçadal e no ano de 2010 as Fazendas Pandeiros e Sementes Tolentino. Lembrando que mesmo tendo um ano de diferença a avaliação foi feito do mesmo modo para ambas as áreas.

Caracterização do solo

Para caracterizar o solo de cada parcela, foram realizadas coletas antes da implantação do experimento de restauração. Foram coletadas amostras de solo com profundidade de 0-20 cm, nas distâncias de 0, 10, 20, 30, 40 e 50 m da margem do rio, considerando amostras compostas de 20 em 20 m (comprimento da parcela), perfazendo então uma amostra composta de 500 g de solo para cada distância da margem. Posteriormente, as amostras foram enviadas ao Laboratório de Análise de Solos, do Instituto de Ciências Agrárias, da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) de Montes Claros. Foram feitas análises químicas e texturais, segundo o protocolo da EMBRAPA (1997). Nestas análises, foram obtidas as variáveis: pH, teores de fósforo (P Mehlich e P remanescente), potássio (K⁺), cálcio (Ca²⁺⁺), Magnésio (Mg⁺⁺) e alumínio (Al⁺⁺⁺), acidez potencial (H + Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (t), saturação por alumínio (m), capacidade de troca catiônica (T), saturação por bases (V) e proporções de matéria orgânica (MO), areia grossa e fina, silte e argila.

Análise de dados

Para examinar as diferenças entre os três grupos de plantas (lenhosas, herbáceas e capim invasor), dos tratamentos de restauração em função do tempo (T1 a T6) e (C, E, S, M2, M4, SM2 e SM4), foi utilizado o Modelo Linear de Efeito Misto (LME), com o pacote nlme (Pinheiro et al. 2013). As variáveis foram log-transformadas para atender a normalidade. Os LMEs foram ajustados, porque os indivíduos foram medidos repetidamente ao longo de dois anos, nas mesmas parcelas, durante intervalos subsequentes, e a autocorrelação temporal gerada por contagem consecutiva viola a suposição de independência de amostragem. Partindo do princípio de independência, quando isso não é verdade, inflacionaria os graus de liberdade do erro e poderia levar a importância espúria (erro tipo I) (Crawley, 2002). Para superar este problema, os dados foram agrupados por tratamento e as variâncias dos erros foram calculadas para cada variável explicativa. Todas as análises foram feitas utilizando o software R3.1.3. (R Development Core Team 2015). Para as análises, foram utilizados todos os tempos.

Para relacionar a riqueza dos grupos com as variáveis edáficas e os tratamentos foram feita uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), utilizando o PC-ORD 6.0 (McCune & Mefford 2011). Para cada parcela de tratamento foi coletada cinco amostras equivalentes a cada linha de alocação das sub-parcelas de 4 m², por isso, foi tirada a média de cada variável de solo das parcelas.

Resultados

Regeneração natural × tratamento e tempo

A riqueza de espécies lenhosas variou entre os tratamentos de restauração implantados (Tab. 2; Fig. 2). A riqueza média das espécies lenhosas foi maior no tratamento C, onde não houve gradeamento e adubação, seguido do M4. Por outro lado,

o tratamento M2 apresentou menor média de riqueza de lenhosas. Além disso, a riqueza de lenhosas não variou em relação ao tempo e na interação tratamento \times tempo. Apesar da área de implantação do experimento ser uma área de pasto, a regeneração natural apresentou uma grande riqueza de lenhosas, com um total de 214 espécies regenerantes ao longo de dois anos de avaliação, em todos os tratamentos.

A abundância de espécies lenhosas também variou entre os tratamentos e, como observado para riqueza, os tratamentos C e M4 apresentaram também as maiores médias (Tab. 2; Fig. 3). Entretanto, para a abundância a menor média foi observada no tratamento SM4. Do mesmo modo, o tempo e a interação tempo \times tratamento não foi significativo para a abundância de espécies lenhosas regenerantes no experimento.

A riqueza de herbáceas variou entre os tratamentos e na interação tempo \times tratamentos (Tab. 2). As espécies herbáceas tenderam a uma diminuição aos seis e nove meses, tendo um aumento aos 12 meses e novamente tenderam a uma diminuição nas avaliações seguintes, com exceção dos tratamentos E e M2, que obtiveram seu pico de crescimento aos 12 e aos 6 meses respectivamente. O tratamento S foi o único que houve a diminuição gradual em todas as avaliações.

De todos os grupos avaliados, os capins invasores apresentaram a maior variação, pois a riqueza deste grupo diferiu entre os tratamentos, entre o tempo de avaliação e na interação tempo \times tratamento (Tab. 2). A maior riqueza de capim invasor foi observada aos 3 meses para os tratamentos S, M4, SM2 e SM4. Para os tratamentos C, E e M2 foi observado um aumento aos 18 aos 12 e aos seis meses respectivamente. O tratamento E apresentou um comportamento diferenciado tendo um aumento de invasoras dos 3 aos 12 meses tendo uma diminuição nas avaliações seguintes aos 18 e 24 meses.

A porcentagem de cobertura vegetal variou entre os tratamentos e na interação entre tempo e tratamento (Tab. 2). A maior cobertura vegetal foi observada aos 12 meses

de avaliação em quase todos os tratamentos, com exceção dos tratamentos C, E e SM2 (Fig. 6). Observa-se que houve um aumento da cobertura aos 6 meses para os tratamentos C, E, M4, SM2 e SM4 em relação aos outros tratamentos onde houve uma tendência a diminuir. Para o tratamento E houve um aumento da cobertura aos 18 meses, enquanto que para os outros tratamentos eles tenderam a diminuir.

Regeneração natural × variáveis edáficas

Na CCA, foi observado que as espécies de capim invasor e herbáceas correlacionaram positivamente com acidez potencial (H + Al), fósforo (P-Me e P-rem) e areia grossa (Fig. 7). As espécies lenhosas, tanto para riqueza quanto para abundância, se correlacionaram positivamente com potássio (K⁺) e matéria orgânica (MO). Não houve uma correlação clara entre os tratamentos de restauração e as variáveis edáficas. Foi observado um agrupamento das parcelas experimentais em relação à área de implantação do experimento, isso é, a proximidade entre as parcelas que pertencem ao mesmo local (fazendas selecionadas). Houve uma correlação negativa com as variáveis areia fina, pH, soma de bases (SB), t (capacidade de troca catiônica efetiva), Ca (cálcio), T (capacidade de troca catiônica efetiva), Mg (magnésio), V (saturação por bases). Assim, a resposta dos tratamentos não foi influenciada, diretamente, pelas variáveis edáficas, pois as parcelas dos diferentes tratamentos foram distribuídas em diferentes solos na área de estudo.

Discussão

A riqueza florística é um dos primeiros atributos a serem restabelecidos em restauração de áreas, dependendo, em parte, da presença de plântulas e do banco de sementes do solo (Tabarelli & Mantovani 1999). Assim, as técnicas de plantio de mudas

e de semeadura direta representam um aumento da capacidade de regeneração, pois possuem como base o conceito de sucessão secundária, com a implantação de diferentes espécies sucessionais, tendo se mostrado de grande eficiência nas atividades de recuperação (Ferreira et al. 2007), o que não foi observado neste estudo.

A regeneração de indivíduos e espécies lenhosas foi maior nos tratamentos onde não houve intervenção, como o tratamento C (área cercada), que apresentou maior riqueza de lenhosas e maior abundância deste grupo. Provavelmente, a não utilização de maquinário, que inclui o gradeamento realizado nos outros tratamentos para controle inicial do capim, e de adubação, pode ter contribuído para que sementes e plântulas nativas fossem conservadas, contribuindo com a riqueza e abundância de espécies lenhosas, mesmo com a presença do gado nas áreas. Estes resultados mostraram que provavelmente existe uma chuva de sementes local, o que pode ter contribuído com o estabelecimento das espécies arbustivo-arbóreas (Mônaco et al. 2003), constatado pela proximidade de remanescentes nas áreas de implantação do experimento. A presença de árvores e remanescentes em áreas de pastagens pode aumentar o recrutamento de espécies dispersas por animais e iniciar o estabelecimento de plântulas (Rodrigues et al. 2004, Schlawin & Zahawi 2008, Chazdon et al. 2010).

A quantidade da riqueza de encontrada neste trabalho foi superior a outros trabalhos que acompanharam a regeneração natural após perturbação, como de Souza et al. (2012), que encontraram uma riqueza de 23 espécies lenhosas, após 4 anos de avaliação, em uma área de pastagem abandonada e isolada em Nazareno (MG); no trabalho de Garcia et al. (2011), foi avaliada a regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa (MG), após 48 anos de abandono e amostrando 140 espécies; de Miranda Neto et al. (2012), em uma área restaurada por meio do plantio de mudas há 40 anos, em Viçosa (MG), encontraram 102 espécies; e de Paula

et al. (2002), onde foram amostradas 94 espécies em uma área em regeneração de Florestal Estacional Semidecidual desde 1926 (após 88 anos). Por outro lado, alguns autores relatam que é praticamente inexistente a presença de espécies lenhosas em áreas de pastagens durante os 10 primeiros anos após o abandono (Aide et al. 1995, Holl 1999, Zimmerman et al. 2000), o que não ocorreu para esta área de experimento, mesmo havendo a presença da gramínea invasora e da ocorrência acidental do gado nos diferentes tratamentos.

Os indivíduos lenhosos obtiveram uma correlação positiva com o potássio, indicando que este nutriente podem determinar mudanças na regeneração natural do grupo. Este elemento é essencial para o crescimento das plantas e desenvolvimento radicular uma vez que pequenas quantidades de potássio, disponíveis para as plantas, limitam seu desenvolvimento (Dechen & Nachtigall 2007). A matéria orgânica, que é um componente chave para a manutenção da qualidade física, química e biológica dos solos (Silva & Mendonça 2007), também mostrou relações positivas com as plantas lenhosas, sendo um fator condicionante do aumento no número de espécies e indivíduos. Nutrientes como o fósforo, desempenham um papel importante na fotossíntese, respiração, divisão e crescimento celular das plantas (Dechen & Nachtigall 2007). O fósforo é um dos nutrientes minerais mais limitantes para as plantas e é necessário em grandes quantidades (Gurevitch et al. 2009).

As condições ambientais de áreas de pastagens abandonadas, como dossel aberto e baixa fertilidade química do solo, torna o ambiente propício para o estabelecimento de espécies herbáceas (Silva-Júnior et al. 2004). As herbáceas regenerantes neste trabalho tiveram seu ápice no período de avaliação inicial (aos 3 meses) e, com o passar do tempo, a riqueza tendeu a diminuir. Durante a sucessão secundária, em áreas degradadas e pastagens, é comum que uma série de espécies herbáceas se estabeleçam nos primeiros

meses após o abandono (Castellani & Stubblebine 1993, Sá 1996, Vieira & Pessoa 2001). É característico dessas espécies se regenerarem facilmente com a desnudação do solo (gradeamento) e com grande incidência de luz (Vieira & Pessoa 2001, Moraes & Pereira 2003). O hábito reptante de muitas destas espécies favorece uma propagação lateral e rápida ocupação do espaço (Cheung et al. 2009). Os fatores que estão envolvidos com a diminuição dessas espécies, com o passar do tempo, podem ser: senescência, distúrbios ou limitação de recursos (Peters 2002), além dos fatores bióticos, como a herbivoria (Leimu & Lehtila 2006). A área de estudo apresenta marcada sazonalidade climática, com estação chuvosa nos meses de dezembro a janeiro, períodos transicionais de fevereiro a abril e no mês de outubro, e estação seca de maio a setembro (Azevedo et al. 2014). Assim, após o gradeamento feito na maioria dos tratamentos, ocorrido na época de chuva (dezembro), houve um grande recrutamento de herbáceas, contabilizado na primeira amostragem realizada em março (3 meses após a implantação dos tratamentos). Em seguida, ocorre a transição para períodos desfavoráveis (transição e seca), o que podem determinar a redução de indivíduos herbáceos, por exemplo, pelo seu fechamento do ciclo reprodutivo (Costa et al. 1988, Castellani et al. 2001) e o aumento da competição por recursos (Price & Morgan 2007).

As gramíneas introduzidas como forrageiras no Brasil são, em geral, originárias das savanas africanas (Reaser et al. 2005), e, como espécies invasoras, apresentam crescimento rápido em locais abertos e de plena exposição ao sol (Vieira & Pessoa 2001, Moraes & Pereira 2003). Este tipo de comportamento das gramíneas invasoras foi observado nos meses iniciais de implantação do experimento, com pico de riqueza aos 3 meses. Cheung et al. (2009) também encontraram uma riqueza maior de gramíneas invasoras logo nos primeiros meses de abandono de uma área de pastagem, em uma área que antes era de Floresta Ombrófila Densa. Esta alta riqueza de gramíneas e herbáceas,

logo no início da restauração da área, demonstra que a regeneração é fortemente influenciada pelo histórico de uso da área (Aide et al. 1995, Holl 1999). Fatores como clima, tipo de solo, histórico da área e vegetação do entorno podem variar grandemente entre os locais de estudo (Holl, 1999, Cheung et al. 2010). Recuperar as condições ambientais anteriores à perturbação e impedir o crescimento das gramíneas são os dois fatores mais limitantes para restauração de áreas abandonadas (Cheung et al. 2010), principalmente em áreas que foram de pastagens.

Para alguns autores o que provavelmente possibilita o estabelecimento dessas plantas invasoras de maneira eficaz são as características ecológicas mais agressivas das espécies típicas de áreas de pastagens (Zimmerman et al. 2000, Teegalapalli et al. 2010). Algumas delas formam banco de sementes que persiste no solo por muitos anos ou, até mesmo, conseguem germinar em vários níveis de luz, além de produzirem compostos alelopáticos, sendo, portanto, difíceis de controlar e eliminar da área (Vieira 2009). O pico de riqueza de capins invasores ocorrido após 12 meses do experimento no tratamento E (área adubada) pode indicar que a adubação favoreceu e possibilita a regeneração deste grupo por longo período, aumentando o teor de nutrientes como o fósforo, devido à sua fixação no solo (Dechen & Nachtigall 2007, Novais et al. 2007).

A porcentagem de cobertura vegetal foi maior no período chuvoso (dezembro), após 12 meses de implantação do experimento. Praticamente, toda a cobertura vegetal observada nas subparcelas foram dominadas pelos grupos capim invasor e herbáceas. Os capins invasores, por exemplo, conseguem absorver a água disponível de maneira mais eficiente e apresentam um maior crescimento em relação as demais espécies (Silva et al. 1997), causando assim, na estação chuvosa, um aumento na competição com as espécies nativas, se sobressaindo e elevando a sua taxa de cobertura do solo. Esta alta cobertura de capim invasor e herbáceas demonstra que a regeneração é fortemente influenciada pelo

histórico de uso da área, que afeta, de maneira diferenciada, os recursos disponíveis para os indivíduos que poderão se estabelecer (Aide et al. 1995, Holl 1999). A invasão de espécies exóticas representa um grave problema para o funcionamento dos ecossistemas naturais e ameaçam a manutenção da diversidade biológica (Bossard et al. 2000). Este grupo de espécies consegue se destacar rapidamente sob as demais plantas, aumentando a densidade de sua população e ampliando sua área de ocupação (Valéry et al. 2008). Conforme observado por Fagundes et al. (submetido), no experimento aqui implantado, houve uma baixa média de sobrevivência das mudas, sendo somente 34,4% dos indivíduos, após um ano de plantio, provavelmente pelo alto índice do capim invasor. O conteúdo nutricional do solo não está relacionado com o aumento da porcentagem de cobertura observada nas subparcelas, pois não houve correlação entre as variáveis edáficas e a cobertura vegetal.

Neste trabalho, o aumento da complexidade dos tratamentos juntamente com os custos da implantação do experimento, não mostrou uma maior eficiência na indução da regeneração natural. Apesar da área ainda sofrer grande influência das atividades agropecuárias, existe um potencial regenerativo em relação ao grupo das lenhosas, em áreas sem tratamentos de restauração. Entretanto, o curto espaço de tempo de observação (dois anos) pode mascarar resultados mais conclusivos, uma vez que, a influência das espécies plantadas (mudas) só poderão ser observadas com o crescimento destes indivíduos, inclusive do controle ambiental realizado por estas espécies, sobre as herbáceas e invasoras. A infestação do capim invasor também é um fator limitante para a regeneração das espécies arbóreas na área, mostrando que existe um processo de estagnação sucessional, indicando restauração ambiental bastante lenta na área de estudo. Além disso, as áreas do experimento ainda sofrem com a entrada acidental do gado nas parcelas, pela quebra de cercas ou pela margem do rio no período seco.

A restauração ecológica pode incluir metas a curto, médio e longo prazo e, a curto prazo, espera-se que os serviços ambientais do ecossistema, principalmente aqueles relacionados ao solo, sejam restabelecidos (Engel & Parrotta 2008), o que pode ser observado neste estudo. A médio prazo, o enriquecimento e aumento da complexidade estrutural do habitat, o aumento da biodiversidade e da regeneração de algumas espécies são os fatores a serem observados, no entanto, a sustentabilidade só pode ser alcançada a longo prazo (Engel & Parrotta 2008). A utilização de diferentes tratamentos neste trabalho indicam, teoricamente, um aumento de complexidade entre tratamentos, que vão desde áreas onde não houve qualquer intervenção (área cercada), até modelos com plantio de mudas, em menor espaçamento, consorciado com semeadura direta (SM2), em parcelas cercadas, gradeadas e adubadas. Entretanto, os resultados apresentados não mostraram nenhuma resposta direta em relação aos tratamentos de restauração e a ativação da regeneração natural.

Conclusão

No presente estudo, a capacidade de regeneração variou entre os tratamentos de restauração, mas não houve uma relação direta entre complexidade dos modelos utilizados e aumento da regeneração. Fatores como o manejo inadequado do solo e o grau de degradação da área é determinante para o sucesso regenerativo das espécies. Os diferentes grupos avaliados mostraram uma correlação com as variáveis edáficas, mas o solo não foi determinante na resposta da regeneração entre os tratamentos de restauração. A riqueza florística contida nas áreas em processo de restauração demonstra que a área se encontra em processo de regeneração, principalmente pelo grupo de lenhosas, que não variou ao longo do tempo. Apesar disso, a restauração ambiental é um processo lento e imprevisível, onde respostas mais conclusivas dependem do acompanhamento em longo

prazo. Assim, a partir deste estudo e do acompanhamento do experimento implantado, novas perspectivas de tratamentos para restauração ambiental em áreas de pastagem, nas vegetações ciliares, poderão ser propostas.

Agradecimentos

Ao CNPq (Processo no 577460/2008-0) pelo financiamento do projeto; ao CNPq e à FAPEMIG pela concessão de bolsas; ao IEF e à UNIMONTES pelo apoio logístico; ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UNIMONTES pelo auxílio em campo; aos proprietários rurais José Fernando Coura (Fazenda AGROPOP), Hildo Fortunato Pinto (Fazenda Pandeiros), Ana Lúcia Gallo da França (Fazenda Traçadal), pelo apoio ao projeto e permissão de realização desta pesquisa em suas propriedades.

Referências

- Aide TM, Zimmerman JK, Herrera L, Rosario M, and Serrano M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 7:77-86.
- Almeida OA. 2004. Implantação de matas ciliares por plantio Direto utilizando-se sementes peletizadas. UFLA. Lavras.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas P, Cesar J, Gonçalves LM and Sparovek G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol.22, No. 6, 711–728.
- Azevedo IFP, Nunes YRF, Ávila MA, Silva DL, Fernandes GW, Veloso RB. 2014. Phenology of riparian tree species in a transitional region in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 37:47-59.

Azevedo IFP, Nunes YRF, Veloso MDM, Neves WV, and Fernandes GW. 2009. Preservação estratégica para recuperar o São Francisco. *Scientific American Brasil* 7:74-79.

Bernacci LC, Goldemberg R, Metzger JP. 1998. Estrutura florística de 15 fragmentos florestais ripários da bacia do Jacaré-Pepira (SP). *Naturalia* 23:23-54.

Bernhardt E.S., Palmer MA et al. 2005. Ecology: synthesizing US river restoration efforts. *Science* 308:636–637.

Botelho SA. 2003. Princípios e métodos silviculturais. Lavras-MG: UFLA.

Camargos VL, Silva AF, J. Meira-Neto AA, Martins SV. 2008. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22:75-84.

Carvalho DA, Oliveira-Filho, AT, Vilela EA, Curi N, Van Den Berg E, Fontes, MAL, Botezelli L. 2005. Distribuição de espécies arbóreo arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do rio São Francisco em Três Maria, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 28(2): 329-345.

Castellani TT, Stubblebine WH. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181-203.

Carvalho, PCF. Assess to land, livestock production and ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: the natural grasslands dilemma. Porto alegre: FAO, 2006. 10p. Disponível em: <http://www.fao.org/ag/agp/AGPC/doc/Reports/crvahlo/brazilian_%20campos_%20bio me.pdf>. Acesso em: 16 setembro. 2016.

- Castellani TT, Scherer KZ, Paula GS. 2001. Population ecology of *Paepalantus polyanthus* (Bong.) Kunth: demography and life history of a sand dune monocarpic plant. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 123-134.
- Chazdon RL. 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 7(3): 195-218.
- Cheung KC, Liebsch D, Marques MCM. 2010. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 8:66-70.
- Cheung KC, Marques MCM, Liebsch D. 2009. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23:1048-1056.
- Corbacho C, Sanchez JM, Costillo E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture Ecosystems and Environment* 95: 495-507.
- Cornish PS, Burgin S. 2005. Residual effects of glifosato herbicide in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 13(4): 695-702.
- Costa CSB, Seeliger U, Cordazzo CV. 1988. Distribution and phenology of *Andropogon arenarius* Hackel on coastal dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 48:527-536.
- Crawley MJ. 2002 *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. London: John Wiley & Sons. pp 772.
- Dechen AR, Nachtigall GR. 2007. Elementos requeridos à nutrição das plantas. In: *Fertilidade do solo*. Novais RF, Alvarez VFB, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL. (eds), Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do solo. p. 91-132.

- Dobrovolski R et al. (2011) Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodiversity Conservation*, 20: 2445–2459
- Engel VL, Parrota JA. 2003. Definindo a Restauração Ecológica: Tendências e Perspectivas Mundiais. In: Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel, VL, Gandara FB. (eds). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, p. 1-26
- Espíndola MB, Bechara, FC, Bazzo MS, Reis A. 2005. Recuperação ambiental econtaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas*, 18(1): 27- 38.
- Fagundes NCA Braga, LL Silva, WA Coutinho SA, Neves WV, Souza RA, Veloso MDM, Nunes YRF. Sobrevivência de mudas na restauração da vegetação ciliar do rio Pandeiros (MG). *Floresta e Ambiente* (submetido).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1986. Ecology and control of perennial weeds in Latin America: papers presented at the Panel of Experts on Ecology and Control of Perennial Weeds in Santiago, Chile, 1983. FAO.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2005. *Panicum maximum*. Grassland species profile.
- <<http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Gbase/SATA/PF000278.HTM>>. Acesso em 16 setembro 2016).
- Felfili JM, Ribeiro JF, Fagg CW, Machado JWB. 2000. Recuperação de matas de galeria. *Embrapa Cerrado Série Técnica* 21(1): 45-45.
- Florentine SK, Westbrooke ME. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12:85-94.
- Gama JRV, Botelho SA, Bentes-Gama MM. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. *Revista Árvore* 26:559-566.

- Garcia CC, Reis GG, Pezzopane JEM, Lopes HNS, Ramos DC. 2011. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da mata atlântica, em Viçosa, MG. *Ciência Florestal*, 21(4): 677-688.
- García-Orth X, Martínez-Ramos M. 2011. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. *Restoration Ecology* 19:24-34.
- Guariguata MR, Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Hobbs R J. 2002. The ecological context: a landscape perspective. In Perrow MR, Davy A J (eds). *Handbook of ecological restoration, Vol. 1: principles of restoration*. Cambridge University Press, New York, p. 24-45.
- Holl KD. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- Holl KD. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90: 179-187
- Ignácio ED, Attanasio CM, Toniato MTZ. 2007. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do ribeirão São João. Mineiros do Tietê. São Paulo.
- Larcher W. 2000. *Ecofisiologia vegetal*. Rima, São Carlos, São Paulo.
- Leimu R, Lehtila K. 2006. Effects of two type of herbivores on the population dynamics of a perennial herb. *Basic and applied ecology* 7:224-235
- Lennox MS, Lewis DJ, Jackson RD, Harper J, Larson S, Tate KW. 2011. Restored riparian sites of Californias North Coast rangelands. *Restoration Ecology* 19:225–233.

- Martins SV. 2007. Recuperação de matas ciliares. 2. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, Viçosa, Minas Gerais.
- Mccune B, Mefford MJ. 2011. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Melo ACG, Durigan G. 2007. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis*, 73: 101-111.
- Menino GCO, Nunes YRF, Santos RM, Fernandes GW, Fernandes LA. 2011. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of Brazilian Semi-Arid region. *Edinburgh Journal of Botany* 69: 29-51.
- Miranda Neto A, Martins SV, Silva KA, Glearine JM. 2012. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32(72): 409-420.
- Mônaco, LM, Mesquita, RCG, Williamson, GB. 2003. Banco de sementes de uma floresta secundária amazônica dominada por *Vismia*. *Acta Amazônica*, 33(1): 41-52.
- Mooney HA, Hobbs RJ. 2000. Invasive species in a changing world. Washington D.C: Island Press, p.457.
- Mooney, HA; Cleland, EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Colloquium, Irvine* v. 98, n. 10, p. 5446-5451. Disponível em <http://www.pnas.org/content/98/10/5446.full>. Acesso em 20 agosto, 2016.
- Moraes LFD, Pereira TS. 2003. Restauração ecológica em unidades de conservação. In: Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel VL, Gandara FB. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu. FEPAF, p. 297-305.
- Nichols OG, Nichols FM. 2003. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the jarrah forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11:261–272.

- Nordbakken JF, Rydgren K, Okland RH. 2004. Demography and population dynamics of *Drosera anglica* and *D. rotundifolia*. *Journal of Ecology*, 92: 110-121.
- Novais RF, Alvarez VFB, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL. 2007. In: Fertilidade do solo. Novais RF, Alvarez VFB, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL. (eds), Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do solo. P. 91-132.
- Nunes YRF, Azevedo IFP, Neves WV, Veloso MDM, Souza RA, Fernandes GW. 2009. Pandeiros: o pantanal mineiro. MG- *Biota* 2:4-17.
- Odum, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434 p.
- Paine LK, Ribic CA. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92:93–105.
- Passell HD. 2000. Recovery of bird species in minimally restored Indonesian thin strips mines. *Restoration Ecology* 8:112–118.
- Paula A, Silva AF, Souza AL, Santos FAM. 2002. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 26(6): 743-749.
- Pereira IM, Andrade LA, Costa JRM, Dias JM. 2001. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste Paraibano. *Acta Botanica Brasilica* 15(3): 413-426.
- Peters DPC. 2002. Plant species dominance at a grassland-shrubland ecotone: an individual-based gap dynamics model species woody. *Ecological Modelling*, 152: 5-32.
- Pinheiro J, Bates D, Debroy S, Sarkar D. 2013. NLME: Linear and Nonlinear Mixed effects Models. R package version 3.1-107. 4.2.
- Price JN, Morgan JW. 2007. Vegetation dynamics following resource manipulation in herb-rich woodland. *Plant Ecology*, 188: 29-37.

- Primavesi, A. Manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais. 9. ed. São Paulo: Nobel, 1979. 549 p.
- Purcell AH, Friedrich C, Resh VH. 2002. An assessment of a small urban stream restoration project in northern California. *Restoration Ecology* 10:685–694.
- Reaser JK, Galindo-Leal C, Ziller SR. 2005. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. In Galindo-Leal C, Câmara IG. (eds.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Belo Horizonte. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, p. 392-405.
- Reis A, Kageyama PY. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel VL, Gandara FB. (eds). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu: FEPAF, p. 91-110.
- Ribeiro JF, Walter BMT. 2001. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In: Ribeiro JF, Fonseca CEL, Souza-Silva JC (eds). *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina, EMBRAPA/Cerrados. Pp. 29-47.
- Rodrigues PMS, Azevedo IFP, Veloso MDM, Santos RM, Menino GCO, Nunes YRF, Fernandes GW. 2009. Riqueza florística da vegetação ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. *MG-Biota*, 2(2): 18-35.
- Rodrigues RR, Leitão Filho H. 2004. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2. ed. São Paulo: USP, p. 125-141.
- Rodrigues RR, Shepherd G J. 2004. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In Rodrigues RR, Leitão-Filho HF (eds) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, FAPESP, São Paulo. p 101-107.
- Rodrigues W. 2002. *Tecnologias agrícolas sustentáveis no Cerrado*. Coleção Centro-Oeste de Estudos e Pesquisas; 13. Ministério da Integração Nacional & Universidade Estadual de Goiás, Brasília.

- Rossi, RD; Figueira, JEC; Martins, CR. 2011. Capim-gordura, invasão biológica, conservação do cerrado e regime de fogo. *MGBiota*, 3(3): 4-27.
- Sá CFC. 1996. Regeneração em uma área de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema/RJ: I- Estrato herbáceo. *Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro* 34: 177-192.
- Sales HR, Souza SCA, Luz GR, Morais-Costa F, Amaral VB, Santos RM, Veloso MDM, Nunes YRF. 2009. Flora arbórea de uma Floresta Estacional Decidual na APA Estadual do Rio Pandeiros, Januária/MG. *MG- Biota* 2: 31-41.
- Salinas MJ, Guirado J. 2002. Riparian plant restoration in summerdry riverbeds of southeastern Spain. *Restoration Ecology* 10: 695–702.
- Santos JMFF, Andrade JR, Lima EN, Silva KA, Araujo EL. 2007. Dinâmica populacional de uma espécie herbácea em uma área de floresta tropical seca no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 5: 855-857.
- Schlawin J, Zahawi R. 2008. Nucleating“succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. *Journal of Vegetable Science* 19:485–492.
- SER - Society for Ecological Restoration International. 2004. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Tucson. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 21/04/2016.
- Silva AC, Higuchi P, Van Den Berg E. 2010. Effects of soil water table regime on tree community species richness and structure of alluvial forest fragments in Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70:465-471.
- Silva W, Silva AA, Sedyama T, Freitas LHL. 1997. Altura e diâmetro de *Eucalyptus citriodora* e *E. grandis*, submetidos a diferentes teores de água em convivência com *Brachiaria brizantha*. *Floresta* 27:3-16.

- Silva-Júnior WM, Martins SV, Silva AF, Júnior PM. 2004. Regeneração natural de espécies arbutivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. *Scientia Forestalis* 66:169-179.
- Simberloff D. 2010. Invasive species. In: Sodhi NS, Ehrlich RE. *Conservation biology*. Boston:Oxford University Press, chap 7, p. 131-152
- Souza LM, Faria RAVB, Botelho SV, Fontes MAL, Faria JMR. 2012. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. *Cerne*, 18: 565-576.
- Tabarelli M, Mantovani W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59:239-250.
- Teegalapalli K, Hiremath AJ, Jathanna D. 2010. Patterns of seed rain and seedling regeneration in abandoned agricultural clearings in a seasonally dry tropical forest in India. *Journal of Tropical Ecology* 26:25–33.
- Theoharides, KA; Jeffrey, SD. 2007. Plant invasion across space and time: Factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytologist*, 176: 256-273,
- Valéry L, Fritz H, Lefeuvre JC, Simberff D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10(8): 1345-1351.
- Vieira CM, Pessoa SVA. 2001. Estrutura florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. *Rodriguésia* 52: 17-30.
- Vieira, DCM. 2009. Ecofisiologia de *Clausena excavata* Burm. f. (Rutaceae), uma espécie exótica invasora. 2009. 108 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro.

Weiermans J, van Aarde RJ. 2003. Roads as ecological edges for rehabilitating coastal dune assemblages in northern KwaZulu-Natal, South Africa. *Restoration Ecology* 11:43–49.

Zalba, SM. Introdução às invasões biológicas: conceitos e definições. In: Matthews, S; Brand, K (Ed.). *América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras*. Cape Town: GISP, 2006. p. 4-5.

Ziller, SR. Espécies exóticas da flora invasora em unidades de conservação. In: Campos, JB; Tossulino, MGP; Müller, CRC (Org.). *Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 34-52.

Zimmerman JK, Pascarella JB, Aide TM. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8:350-360.

Tabela 1: Modelos de restauração implantados em área de floresta ciliar (rio Pandeiros, Januária, MG) impactada pela bovinocultura. C = cercada; E = esterco; S = sementeira; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e sementeira com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e sementeira com distância entre linhas de 4 m.

Tipos de intervenção	Tratamentos de Restauração						
	C	E	S	M2	M4	SM2	SM4
Cercamento	X	X	X	X	X	X	X
Gradeamento e adubação	--	X	X	X	X	X	X
Distância de linhas de plantio	--	--	2	2	4	2	4
Plantio de mudas	--	--	--	X	X	X	X
Sementeira direta	--	--	X	--	--	X	X

Tabela 2: Resultados da ANOVA dos modelos mínimos de efeitos lineares mistos (LME) para avaliar a diferença entre os tratamentos de restauração e o tempo.

Riqueza de lenhosas	numDF	denDF	F	p
Intercepto	1	1623	8.402947	0.0038
Tempo	1	1623	0.251513	0.6161
Tratamento	7	1627	6.290140	0.0001
Tempo: Tratamento	7	1623	1.081609	0.3725
Abundância de lenhosas	numDF	denDF	F	p
Intercepto	1	1617	203.15249	0.0001
Tempo	1	1617	2.19221	0.1389
Tratamento	7	1617	5.26923	0.0001
Tempo: Tratamento	7	1617	0.37600	0.9167
Riqueza de herbáceas	numDF	denDF	F	p
Intercepto	1	1622	53.18850	0.0001
Tempo	1	1622	2.00867	0.1566
Tratamento	7	1622	4.82651	0.0001
Tempo: Tratamento	7	1622	2.26160	0.0272
Riqueza de capim invasor	numDF	denDF	F	p
Intercepto	1	1626	89.42387	0.0001
Tempo	1	1626	8.43140	0.0037
Tratamento	7	1626	3.33555	0.0016
Tempo: Tratamento	7	1626	2.99332	0.0040
Porcentagem de cobertura	numDF	denDF	F	p
Intercepto	1	1626	160.99581	0.0001
Tempo	1	1626	2.93156	0.0871
Tratamento	7	1626	3.60584	0.0007
Tempo: Tratamento	7	1626	4.15071	0.0002

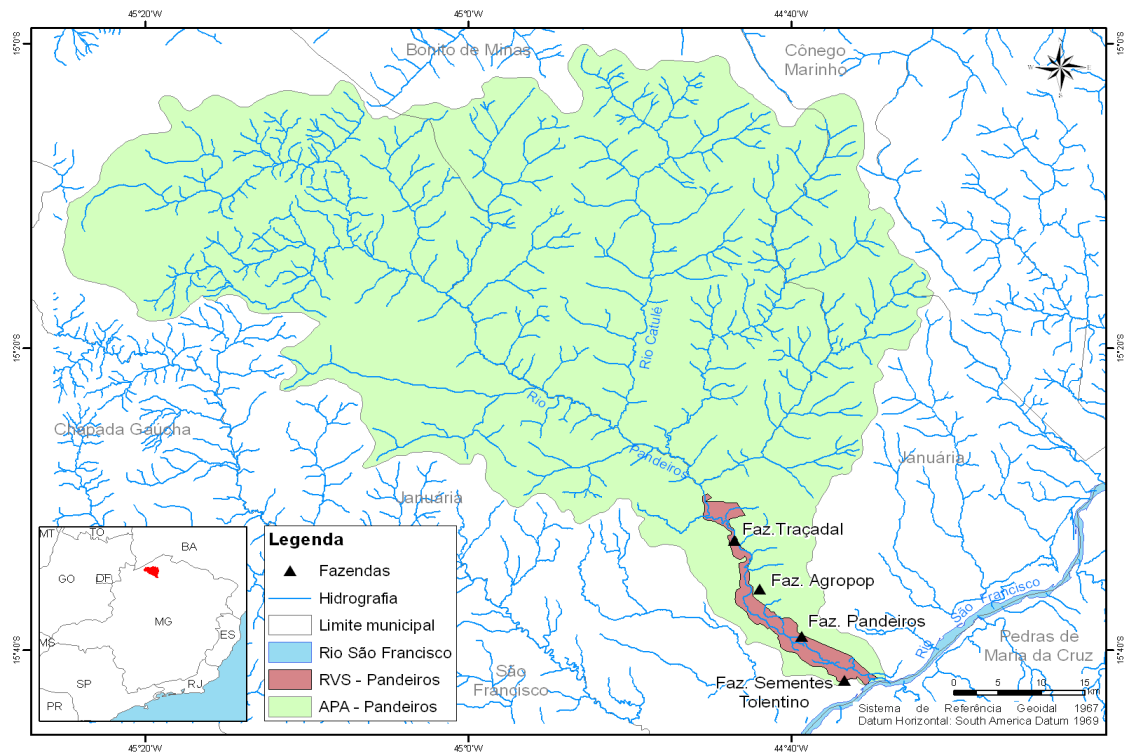


Figura 1: Área de implantação dos tratamentos de restauração da vegetação ciliar às margens do rio Pandeiros, Norte de Minas Gerais.

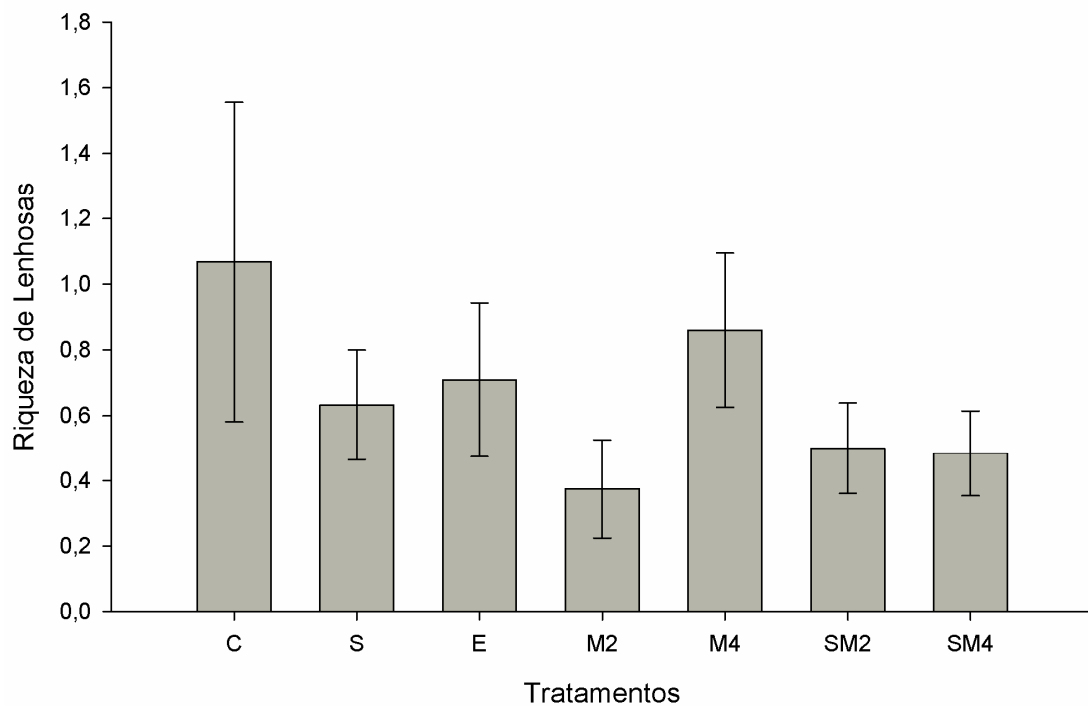


Figura 2. Média da riqueza de lenhosas amostradas nos oito tratamentos experimentais de restauração da mata ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. C = cercada; S = sementeira; E = esterco; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e sementeira com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e sementeira com distância entre linhas de 4 m.

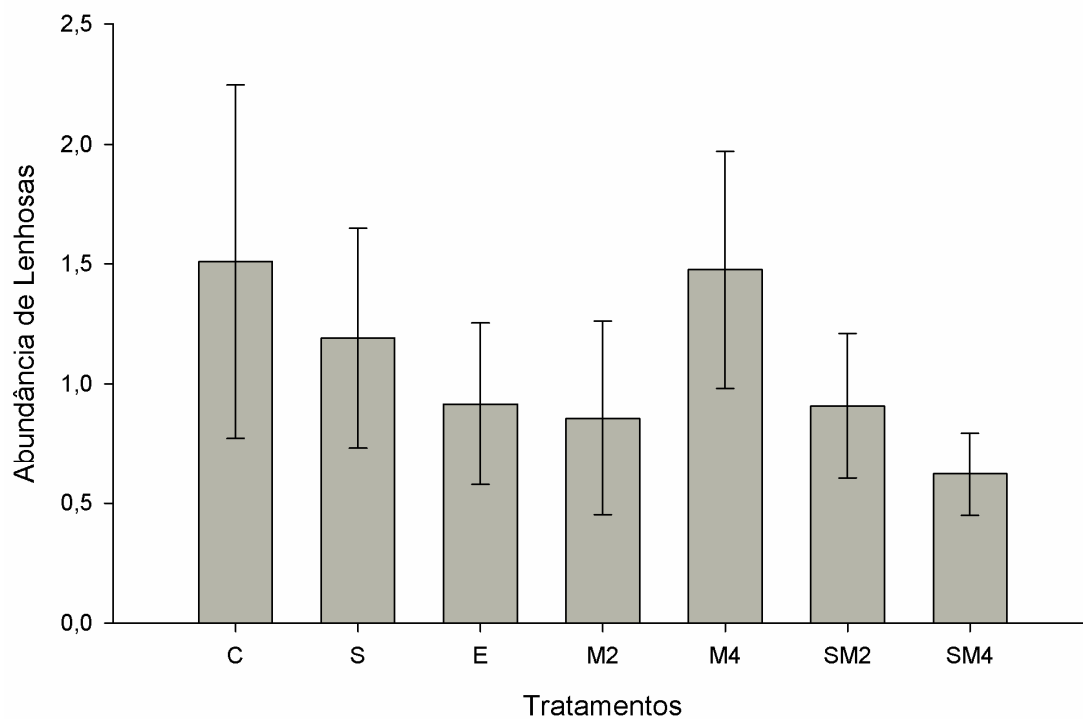


Figura 3. Abundância média de lenhos amostradas nos oito tratamentos experimentais das três áreas de restauração da mata ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. C = cercada; S = semeadura; E = esterco; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 4 m.

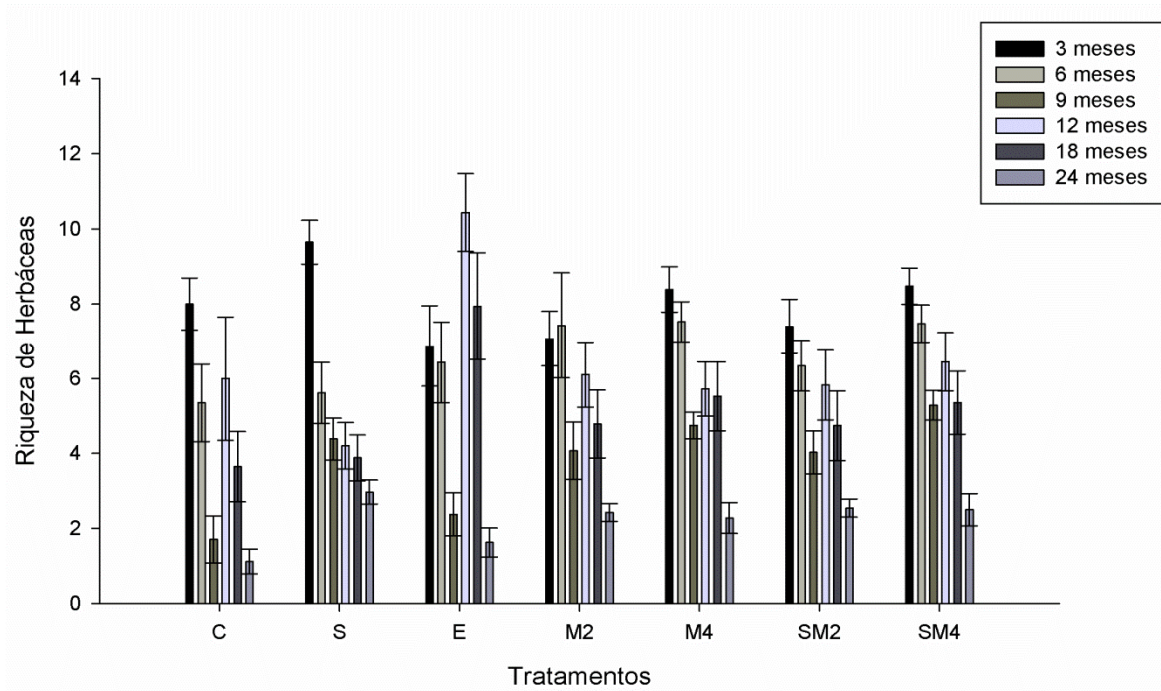


Figura 4. Riqueza média de herbáceas amostradas nos oito tratamentos experimentais de restauração da mata ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. C = cercada; S = semeadura; E = esterco; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 4 m.

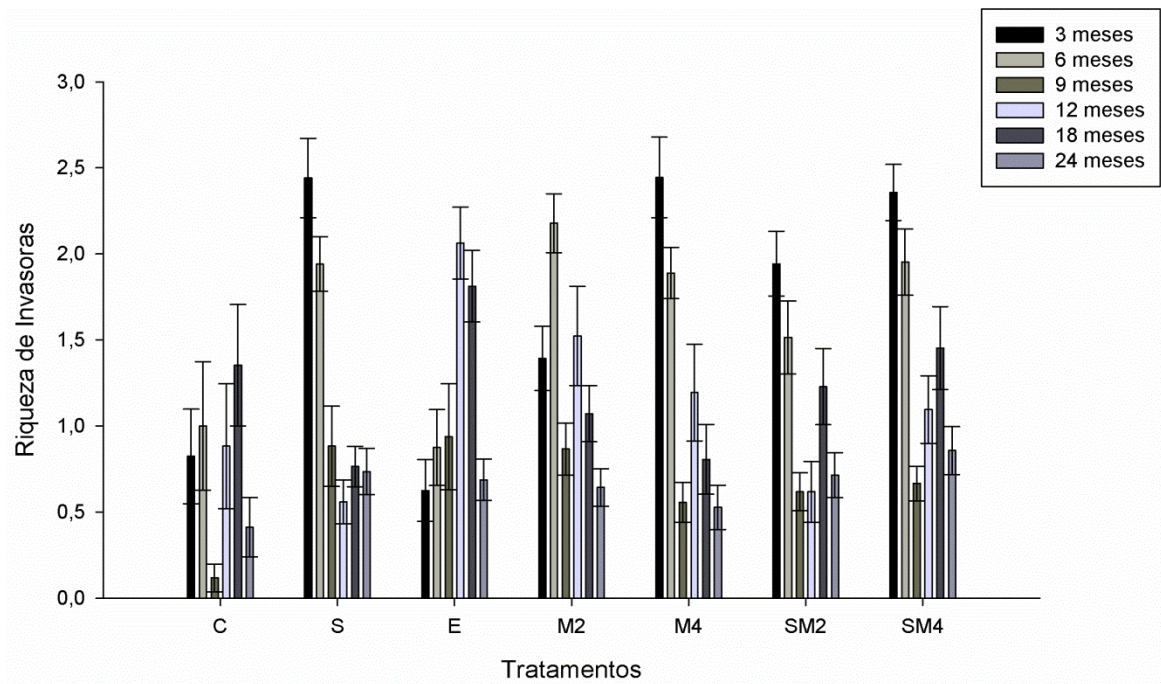


Figura 5. Riqueza média de invasoras amostradas nos oito tratamentos experimentais nas três áreas de experimento da restauração da mata ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. C = cercada; S = semeadura; E = esterco; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 4 m.

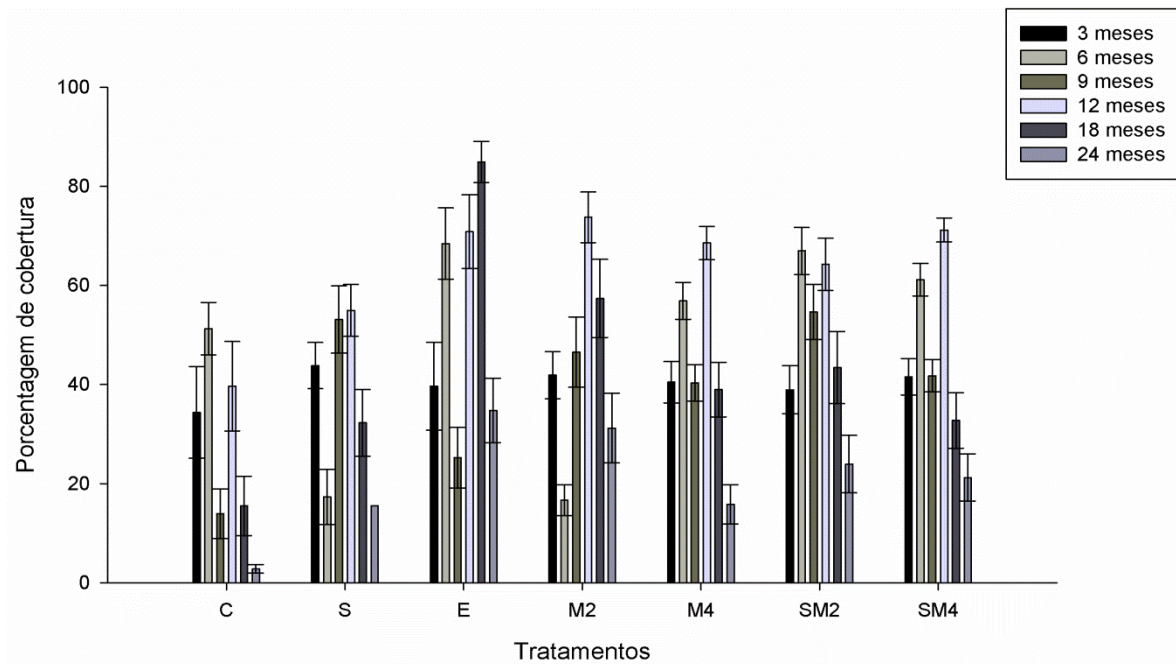


Figura 6. Média da porcentagem de cobertura do solo amostrada nos oito tratamentos experimentais nas três áreas de experimento da restauração da mata ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. C = cercada; S = semeadura; E = esterco; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 4 m.

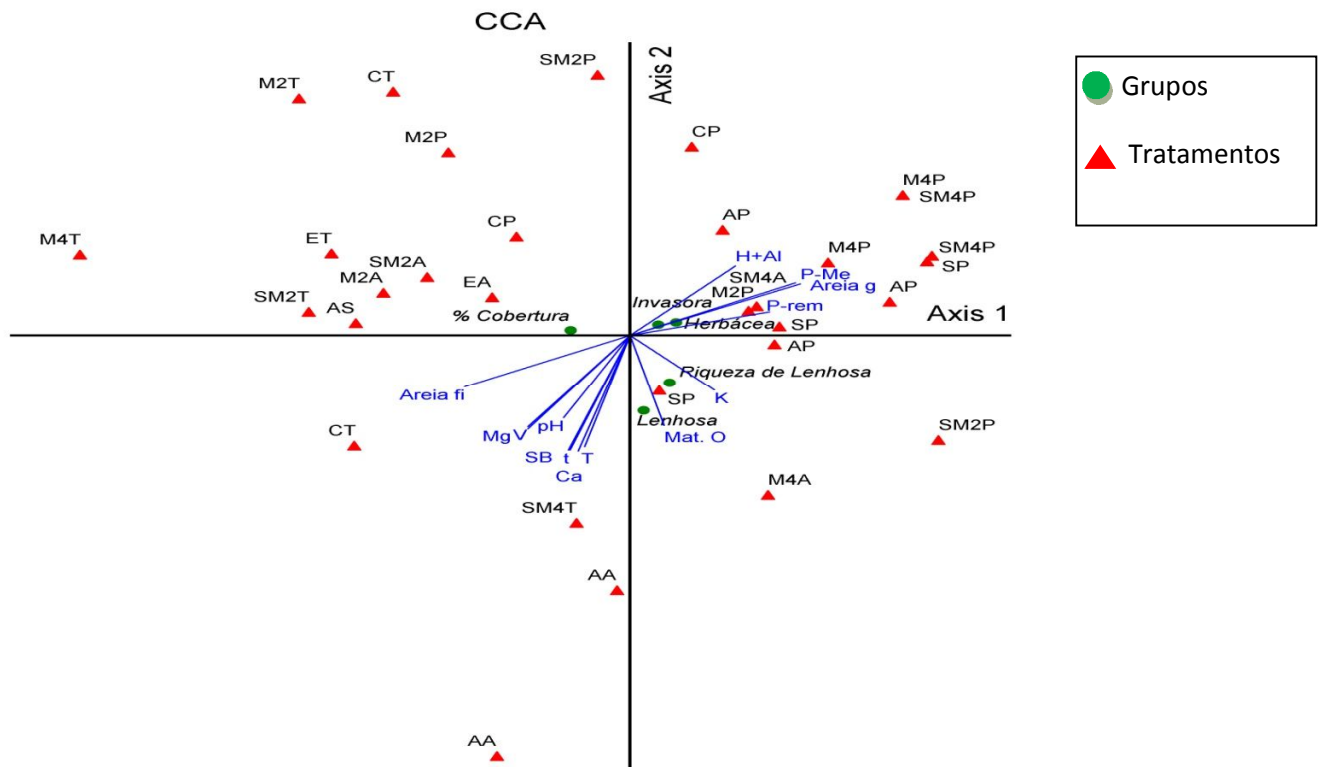


Figura 7. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para avaliação da correlação dos tratamentos nas áreas de restauração com as variáveis edáficas do solo amostradas nos oito tratamentos experimentais de restauração da mata ciliar do rio Pandeiros, norte de Minas Gerais. C = cercada; S = semeadura; E = esterco; M2 = plantio de mudas com distância entre linhas de 2 m; M4 = plantio de mudas com distância entre linhas de 4 m; SM2 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 2 m; SM4 = plantio de mudas e semeadura com distância entre linhas de 4 m.