



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



PÂMELLA CRISTINA DIAS RIBEIRO

EFEITOS DA GRAMÍNEA INVASORA *Melinis minutiflora*
P. Beauv. SOBRE A VEGETAÇÃO NATIVA E SOLO DE
CAMPO RUPESTRE DO PARQUE ESTADUAL DA
SERRA DO ROLA MOÇA, MINAS GERAIS, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de Concentração Fisiologia Vegetal e Ecologia.

BELO HORIZONTE – MG

2016



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



PÂMELLA CRISTINA DIAS RIBEIRO

EFEITOS DA GRAMÍNEA INVASORA *Melinis minutiflora*
P. Beauv. SOBRE A VEGETAÇÃO NATIVA E SOLO DE
CAMPO RUPESTRE DO PARQUE ESTADUAL DA
SERRA DO ROLA MOÇA, MINAS GERAIS, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de Concentração Fisiologia Vegetal e Ecologia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Rita Scotti Muzzi
Universidade Federal de Minas Gerais

BELO HORIZONTE – MG

2016

043

Ribeiro, Pâmella Cristina Dias.

Efeitos da gramínea invasora *Melinis minutiflora* P. Beauv. sobre a vegetação nativa e solo de campo rupestre do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, Minas Gerais, Brasil. [manuscrito]/Pâmella Cristina Dias Ribeiro. – 2016. 80 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientadora: Maria Rita Scotti Muzzi.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Botânica.

1. Gramínea - Parque Estadual da Serra do Rola Moça - Teses. 2. *Melinis minutiflora* - Teses. 3. Invasões biológicas - Teses. 4. *Mimosa pogocephala* - Teses. 5. Campos rupestres. 6. Biologia vegetal – Teses. I. Muzzi, Maria Rita Scotti. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Botânica. III. Título.

CDU: 581

AGRADECIMENTOS

Durante esses dois anos, vivi momentos que me proporcionaram muito aprendizado e contribuíram para o meu crescimento intelectual, profissional, acadêmico e pessoal. Agradeço a todos que, cada um à sua maneira, contribuíram para que a conclusão dessa importante etapa da minha vida fosse possível e especialmente:

À professora Maria Rita Scotti Muzzi pela oportunidade e por todo o aprendizado nesses dois anos de orientação.

Aos colegas do laboratório de Interação Microrganismo-Planta e Recuperação de Áreas Degradadas que sempre me alegraram, ajudaram, incentivaram e me deram bons conselhos.

A todos os assistentes de campo que muito me ajudaram na etapa de coletas.

Ao Rubens e ao Alexandre Aires pela contribuição na identificação das espécies.

Ao Dr. Paulo Rodrigues pela colaboração com os mapas da área de estudo.

Ao Léo Ramos pela ajuda em minhas dúvidas de estatística.

Ao Rô, que me acompanhou, me deu conselhos e me ajudou em absolutamente todas as etapas desse projeto, desde o processo seletivo do mestrado até a entrega da dissertação final. Você é o melhor companheiro e assistente de campo que alguém pode ter! Muito obrigada por tudo!

Às minhas mães pelo apoio incondicional em todas as etapas da minha vida. Obrigada por sempre acreditarem e apostarem em mim.

Aos meus pais e à minha família (e agregados) pela torcida e pelo carinho.

A todos meus amigos por todo apoio, incentivo, paciência e momentos de alegria.

Aos colegas do Departamento de Botânica pelo exemplo e conselhos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal e todos professores e funcionários associados por todos os ensinamentos.

Ao IEF e ao Parque Estadual da Serra do Rola Moça e funcionários pela presteza e concessão da área de estudo.

À CAPES e ao CNPQ pelo financiamento desse estudo.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	6
Lista de Tabelas	8
Introdução geral	9
Referências.....	13

Capítulo I - Efeitos da invasão de *Melinis minutiflora* P. Beauv. sobre a comunidade nativa de plantas de Campo Rupestre sobre canga nodular no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais, Brasil.

Resumo	21
Abstract	22
1. Introdução	23
2. Material e métodos	27
2.1. Área de estudo	27
2.2. Delineamento experimental	28
2.3. Análises e tratamento estatístico	30
3. Resultados e discussão	31
4. Conclusões	43
Referências bibliográficas	44

Chapter II - The role of nitrogen cycle in the invasion process of *Melinis minutiflora* P. Beauv. in the Campo Rupestre Biome.

Abstract	54
1. Introduction	55
2. Material and methods	57
2.1. Study area	57
2.2. Experimental design	58
2.3. Species distribution	58
2.4. Soil analysis	60
2.5. Leaves analysis	60
2.6. Data analysis	60
3. Results and discussion	60
4. Conclusions	69
References	70

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I - Efeitos da invasão de *Melinis minutiflora* P. Beauv. sobre a comunidade nativa de plantas de Campo Rupestre sobre canga nodular no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais, Brasil.

- Figura 1** - Localização da área de estudo no estado de Minas Gerais, Brasil. 27
- Figura 2** – Áreas de Cangas no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) e entorno..... 28
- Figura 3** - Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais, Brasil. Legenda: (A-E) tratamentos utilizados para o estudo; (A) T1: espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; (B) T2: espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; (C) T3: espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; (D) T4: espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; (E) T5: invasão total, sem *M. pogocephala*; (F) visão geral da invasão de *Melinis minutiflora* no PESRM; (G) *M. pogocephala*; (H) Campo Rupestre ferruginoso sobre canga nodular e *Vellozia compacta* em detalhe. 29
- Figura 4** - Ocupação de *M. pogocephala*, demais espécies nativas, *M. minutiflora* e espaços vazios nos tratamentos T1 a T5. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 - espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*. 35
- Figura 5** - Abundância de famílias por tratamento. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*. 37
- Figura 6** - Abundância de espécies por tratamento. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*. 38
- Figura 7** - Médias (\pm desvio padrão) da riqueza de espécies por tratamento. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*. 39
- Figura 8** - Relação de causa e efeito entre a quantidade de *M. minutiflora* e a riqueza de espécies. Equação da reta: $Riqueza = 10,26 - 0,05 * Porcentagem\ de\ M.\ minutiflora$. R-quadrado ajustado = 0,4452; $p < 0,001$ 40
- Figura 9** - Perfil de diversidade dos tratamentos T1 a T5. Os pontos do extremo esquerdo do gráfico representam os valores de riqueza de espécies nos tratamentos (T1= 46 espécies; T2= 35 espécies; T3= 41 espécies; T4= 29 espécies e T5= 19 espécies) e os pontos do extremo direito, a equabilidade. Os valores intermediários entre esses pontos extremos representam diferentes índices de diversidade. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem

invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*. 41

Figura 10 - Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) baseado no coeficiente de Bray Curtis (stress = 0.1586; $P_{ANOSIM} = 0,001$). Área azul = tratamento 1; área verde = tratamento 2; área rosa = tratamento 3; área laranja = tratamento 4 e área vermelha = tratamento 5. 42

Chapter II - The role of nitrogen cycle in the invasion process of *Melinis minutiflora* P. Beauv. in the Campo Rupestre Biome.

Figure 1 - Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais state, Brazil. Legend: (A-E) study site with treatments; (A) T1 – Native species without legume *Mimosa pogocephala* and no invasion; (B) T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; (C) T3 – Native species plus *M. pogocephala* and $\leq 50\%$ of invasion (D) T4 – Native species plus *M. pogocephala* and $> 50\%$ of invasion plus *M. pogocephala*; (E) T5 – full invasion of *M. minutiflora* without *M. pogocephala*; (F) “Campo Rupestre” over ironstone outcrop under invasion of *M. minutiflora* (PESRM); (G) *M. pogocephala*; (H) “Campo Rupestre” over ironstone outcrop with highlight *Vellozia compacta* (PESRM). 59

Figure 2. Occupation index of vegetation and open spaces in plots from the treatments T1 to T5: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 –Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$ of invasion; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$; T5 – full invasion of *Melinis minutiflora* without *M. pogocephala*. Different letters represent significant differences between groups. 61

Figure 3 - Contents of nitrogen (a), carbon (b) and carbon/nitrogen ratio (c) in leaves of *M. pogocephala*, *M. minutiflora*, Poaceae native species, Malpighiaceae and Asteraceae species from treatments T1 to T4. The bars represent the means \pm SEM (standard error of the mean). Treatments: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 –Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$ of invasion; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$. Different letters represent significant differences between groups. 63

Figure 4 - Natural abundance of isotope $\delta^{15}N$ leaves from *M. pogocephala*, *M. minutiflora*, native Poaceae, Malpighiaceae and Asteraceae species in the treatments T1 to T4 as follows : T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$ 64

Figure 5 - Mean values \pm SEM (standard error bars) of total N, ammonium-N and nitrate-N in soil samples of the treatments T1 to T5 as follows: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$; T5 – full invasion by *M. minutiflora* without *M. pogocephala*. Different letters represent significant differences between groups. ..68

LISTA DE TABELAS

Capítulo I - Efeitos da invasão de *Melinis minutiflora* P. Beauv. sobre a comunidade nativa de plantas de Campo Rupestre sobre canga nodular no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais, Brasil.

Tabela 1 - Lista das espécies encontradas na área de estudo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça e ocupação das espécies em relação ao total de espécies em cada parcela ou tratamento. Tratamentos: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem <i>Mimosa pogocephala</i> ; T2 – espécies nativas e <i>M. pogocephala</i> , sem invasão; T3 – espécies nativas com <i>M. pogocephala</i> e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com <i>M. pogocephala</i> e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem <i>M. pogocephala</i>	32
Tabela 2 - Teste de Tukey entre tratamentos. Os pares de tratamentos destacados em negrito apresentam diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$).	39
Tabela 3 - Valores dos índices de diversidade de Shannon e Simpson para cada tratamento.	41
Tabela 4 - Resultados da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER): contribuição de cada espécie para as dissimilaridades entre os tratamentos observadas no NMDS baseado no coeficiente de Bray Curtis. T1 – espécies nativas, sem invasão e sem <i>Mimosa pogocephala</i> ; T2 – espécies nativas e <i>M. pogocephala</i> , sem invasão; T3 – espécies nativas com <i>M. pogocephala</i> e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com <i>M. pogocephala</i> e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem <i>M. pogocephala</i>	43

Chapter II - The role of nitrogen cycle in the invasion process of *Melinis minutiflora* P. Beauv. in the Campo Rupestre Biome.

Table 1 - Physical and chemical analysis of soil samples from following Treatments: T1 – Native species without <i>Mimosa pogocephala</i> and no invasion; T2 – Native species plus <i>M. pogocephala</i> and no invasion; T3 – Native species plus <i>M. pogocephala</i> and invasion $\leq 50\%$; T4 – Native species plus <i>M. pogocephala</i> and invasion $> 50\%$; T5 – full invasion without the presence of <i>M. pogocephala</i> . pH, soil organic matter content (O.M.), Phosphorus (P), Potassium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), cation exchange capacity (C.E.C.), Carbon (C), total Nitrogen (Total N) and Carbon-to-Nitrogen ratio (C:N).	65
Table 2 - Soil nutrients content under different Brazilian undisturbed vegetation types. Soil organic matter content (O.M.), Phosphorus (P), Potassium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), cation exchange capacity (C.E.C.), base sum (BS) and base saturation (V%).	65
Table 3 - Nitrogen soil content in different undisturbed biomes.	67

Introdução Geral

As principais ameaças à biodiversidade são consequências diretas e indiretas da atividade antrópica, como o desmatamento, a degradação dos solos, as mudanças no regime do fogo e as invasões biológicas, especialmente de gramíneas (Durigan et al., 2007; Klink & Machado, 2005).

As invasões biológicas são caracterizadas pela disseminação de uma espécie para novas áreas dentro dos ecossistemas após o desaparecimento dos obstáculos naturais à sua proliferação, tornando-se dominante nesses ecossistemas invadidos (Valery et al., 2008). As espécies invasoras são caracterizadas como espécies exóticas que se estabeleceram em habitats ou ecossistemas naturais, provocando alterações nesses ambientes e ameaçando a biodiversidade nativa (União Internacional para Conservação da Natureza, 1999). Essas espécies exóticas, nesse processo, podem alterar os ambientes invadidos através de uma ampla variedade de mecanismos e promover modificações em toda a estrutura da comunidade vegetal, tais como: a redução da riqueza, da abundância e da diversidade das espécies nativas locais (Pysek et al., 2011; Parker et al., 1999). Além disso, elas podem afetar processos funcionais dos ecossistemas (Pivello, 2008), incluindo o regime de fogo (D'Antonio & Vitousek, 1992; Brooks & Pyke, 2001), o ciclo hidrológico, o ciclo de nutrientes (Levine et al., 2003) e sua quantidade disponível no ambiente (Vitousek, 1990). As alterações nos processos dos ecossistemas representam grandes ameaças às populações e comunidades nativas, uma vez que as espécies invasoras competem com as espécies nativas e, frequentemente, as eliminam ao provocarem alterações ambientais e dos recursos naturais a seu favor (D'Antonio & Vitousek, 1992).

As plantas invasoras prevalecem sobre as plantas nativas por apresentarem um crescimento rápido e alta eficiência e rapidez no uso de recursos nutricionais do solo (Grotkoop et al., 2002), podendo promover a depleção dos nutrientes do solo. Ao contrário, as espécies nativas utilizam os recursos naturais, como luz, água e nutrientes, de forma parcimoniosa (Funk & Vitousek, 2007; Morris et al., 2011; Werner et al., 2010). Além disso, as espécies invasoras apresentam maiores taxas fotossintéticas, com elevado grau de assimilação de carbono e maior eficiência no uso da luz quando comparadas com as espécies nativas (Funk & Vitousek, 2007). As plantas invasoras são mais hábeis na aquisição de nitrogênio foliar (Werner et al., 2010) e na sua alocação (Matzek, 2011), elemento este considerado limitante para a maioria dos solos (Morris et al., 2011). Para alguns autores a principal estratégia das espécies invasoras é tornar disponíveis nutrientes

limitantes através da fixação biológica de nitrogênio ou via decomposição da matéria orgânica (Corbin & D'Antonio, 2004; Ehrenfeld, 2003; Vitousek, 1990).

Entre as plantas invasoras, as gramíneas são especialmente importantes, porque apresentam grande capacidade de dispersão, frequentemente excluem as espécies nativas através de diferentes e eficientes estratégias competitivas, relacionadas com maiores taxas fotossintéticas, métodos mais eficientes de utilização de nutrientes, especialmente nitrogênio, do que as gramíneas nativas (D'Antonio & Vitousek, 1992; Pivello et al., 1999a; Silva & Haridasan, 2007).

As gramíneas africanas invasoras são os maiores agentes de mudanças no Cerrado brasileiro (Klink & Machado, 2005). Um dos principais objetivos da introdução de espécies de gramíneas africanas no país, especialmente *Melinis minutiflora* P. Beauv., é a cobertura de pastos (Pivello, 2011), por serem fonte nutricional para o gado (Parsons, 1972). *M. minutiflora* é conhecida popularmente como capim meloso ou capim gordura (Hoffmann et al., 2004) e é uma planta herbácea que apresenta em suas folhas tricomas glandulares que exsudam grande quantidade de ácidos graxos e um óleo essencial (Parsons, 1972; Prates et al., 1998) que confere cheiro característico e um aspecto pegajoso à planta, justificando seu nome. Ela produz grande quantidade de sementes que apresentam alto poder de germinação. Suas sementes são muito pequenas (1,5mm a 2,5mm) e leves (0,00010g a 0,00013g), apresentando fácil dispersão ectozoocórica e anemocórica (Mitidieri, 1983; Martins et al., 2004; Martins, 2006). Apresenta, ainda, capacidade de propagação estolonífera (Skerman e Rivers, 1992).

M. minutiflora é capaz de invadir áreas naturais e, em poucos anos, descaracterizar a fitofisionomia original (Martins et al., 2004). Nas áreas onde *M. minutiflora* se torna abundante, a flora local é consideravelmente reduzida (Klink & Machado, 2005) e os impactos causados pela invasão são muitos, como a redução da riqueza, abundância e diversidade das espécies nativas locais (Pysek et al., 2011), alteração dos processos ecossistêmicos como produtividade primária (Vitousek et al., 1997; Pysek et al., 2010), decomposição, ciclo hidrológico, geomorfologia e ciclagem de nutrientes (Vitousek et al., 1997; Richardson et al., 2000), aumento da competição por recursos (Lavergne et al., 1999; Martin, 1999), alterações na população microbiana do solo (Grayston & Campbell, 1998; Grierson & Adams, 2000; Sanon et al., 2009) e, principalmente, alterações no regime do fogo, especialmente na propagação do mesmo (Asner & Beatty, 1996; Hughes et al., 1991; Hughes & Vitousek, 1993; D'Antonio et al., 1999, 2000, 2001). Devido ao

seu potencial de invasão, tornou-se um grande problema nas Unidades de Conservação (Pivello et al., 1999a, 1999b).

Dentre os principais fatores que controlam a invasão de *M. minutiflora*, destaca-se a grande demanda por nutrientes, especialmente o nitrogênio (D'Antonio & Mack, 2006; Asner & Beatty, 1996; Bustamante et al., 2012; Suding, 2013; Sylvester-Bradley et al., 1988; D'Antonio et al., 2001; Barger et al., 2003; Leishman & Thomson, 2005; Yelenik & D'Antonio, 2013). A baixa disponibilidade de nutrientes pode limitar fortemente o sucesso de *M. minutiflora* em ambientes de savanas (Barger et al., 2003). Além disso, a abertura de espaços causada pelo fogo favorece a instalação e o avanço da invasora nesses ambientes (D'Antonio et al., 2011). A presença de *M. minutiflora* favorece a instalação do fogo pois é uma espécie que produz uma grande quantidade de exsudatos que atuam como combustível; até suas folhas verdes podem queimar vigorosamente mesmo em condições ambientais com até 95% de umidade relativa do ar (D'Antonio & Vitousek, 1992) e a sua queima pode liberar até três vezes mais calor quando comparada à queima de cerrado nativo (Aires et al., 2005). Os incêndios tornam-se mais frequentes após a invasão do ambiente por *M. minutiflora*, o que favorece a tomada do ambiente por esta espécie, já que ela se reestabelece e se dispersa rapidamente após o fogo (Hughes et al., 1991), criando assim, um *feedback* positivo. *M. minutiflora* e fogo são positivamente correlacionados, sendo que a presença da gramínea favorece o fogo e o fogo favorece sua ocupação a novos ambientes. Após a alteração do regime de fogo causado por *M. minutiflora*, observa-se uma tendência à predominância desta espécie no ambiente, com diminuição da ocorrência de outras espécies (D'Antonio & Vitousek, 1992), alterando as populações, as comunidades e o funcionamento do ecossistema (Brooks et al., 2004).

O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) em Minas Gerais, um dos mais importantes redutos de preservação de Campos Rupestres do estado, é anualmente atingido por incêndios, o que favorece o avanço de *M. minutiflora* e o comprometimento da biodiversidade (Scotti et al., 2012; Zaidan et al., 2013), que é altamente endêmica na região do Parque (Viana & Lombardi, 2007). Scotti et al. (2012) estimaram que cerca de 60% das áreas de Campo Rupestre gramíneo e Cerrado no PESRM estão ocupadas por *M. minutiflora* e que espécies nativas suportam ou toleram diferentemente a invasora.

Estudos desenvolvidos por D'Antonio et al. (2001), Hoffmann & Haridasan (2008) e Scotti et al. (2012) sugerem que *M. minutiflora* pode ser capaz de usar compostos

alelopáticos para facilitar a invasão de novos ambientes e também a sua instalação nestes locais, impedindo assim a recomposição do ambiente pelas espécies nativas.

Resultados obtidos por Nogueira & Scotti (2015) mostraram que *M. minutiflora* apresenta grande dependência de nutrientes nitrogenados para seu crescimento em campo. Esta invasora apresentou diferentes graus competitivos em relação às plantas nativas de Campo Rupestre e a maioria das famílias de plantas nativas foram praticamente eliminadas na presença de *M. minutiflora*, especialmente a família Poaceae. Nogueira & Scotti (2015) confirmaram que as plantas da família Fabaceae (leguminosas), presentes no Campo Rupestre do PESRM, apresentaram graus de tolerância à invasora variáveis sob diferentes níveis de invasão. Dentre as espécies de leguminosas predominantes na área estudada destaca-se *Mimosa pogocephala* Benth., endêmica no Quadrilátero Ferrífero sobre itabirito e canga, entre 1.000 e 1.850m de altitude. Encontra-se ameaçada devido à sua pequena área de ocorrência e ocupação em regiões de grande interesse para mineração (Dutra, 2014). Esta leguminosa parece resistir até certo grau de invasão por *M. minutiflora*.

Asner & Beatty (1996) estudaram o efeito da invasão de *M. minutiflora* em regiões de vegetação arbustiva no Haváí sem a interferência do fogo. Os parâmetros avaliados foram as etapas do ciclo biogeoquímico do nitrogênio e foi observado que áreas com nível de invasão mediana apresentavam maiores taxas de mineralização de nitrogênio e também as maiores quantidades deste mineral na forma inorgânica. Confirmando os resultados de Asner & Beatty (1996), Nogueira & Scotti (2015) mostraram que a invasora *M. minutiflora* altera etapas do ciclo do nitrogênio.

As estratégias invasivas de *M. minutiflora* são inúmeras e dentre elas figura a eficiência no uso de nutrientes como o nitrogênio. O nitrogênio é frequentemente o recurso mais limitante, depois da água, para a maioria dos solos, especialmente em campos gramíneos semi-áridos e áridos (Vasquez et al., 2008) e, por isso, é geralmente afetado pela invasão.

O presente trabalho buscou avaliar os efeitos da invasão de *M. minutiflora* sobre a comunidade de plantas em área de Campo Rupestre sobre canga nodular do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, bem como a resistência dessas plantas à invasão. Pretendeu-se ainda, compreender como *M. minutiflora* afeta o ciclo biogeoquímico do nitrogênio, identificar a preferência nutricional desta espécie e das espécies nativas em relação às formas de nitrogênio disponíveis no solo e, ainda, avaliar outros parâmetros do solo em diferentes níveis de invasão. Almejou-se, com este trabalho, obter informações

que possam subsidiar a elaboração de planos de manejo para o controle desta gramínea invasora.

Referências bibliográficas

Aires, F. S., Barros, T. G. B., Silva, S. B., Sá, A. C. G., Sato, M. N., Andrade, S. M. A., Miranda, H. S. 2005. Queimada em área de Cerrado invadido por capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG.

Asner, G. P., Beatty, S.W. 1996. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant and Soil* 186: 205-211.

Barger, N. N., D'Antonio, C. M., Ghneim, T., Cuevas, E. 2003. Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savana. *Plant Ecology* 167: 31-43.

Brooks, M. L., Pyke, D. A. 2001. Invasive plants and fire in the desert of North America. In *Proceedings of the invasive species workshop: the role of fire in the control and spread of invasive species*. (K.E.M. Galley & T.P. Wilson, eds.). Fire Conference 2000: the First National Congress on Fire Ecology, Prevention, and Management Miscellaneous Publication N° 11, Tall Timbers Research Station, Tallahassee, p.1-14.

Brooks, M. L., D'Antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., Hobbs, R. J., Pellant, M., Pyke, D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54(7): 677-688.

Bustamante, M. M. C., Brito, D. Q., Kozovits, A. R., Luedemann, G., Mello, T. R. B., Pinto, A. D., Munhoz, C. B. R., Takahashi, F. S. C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology* 213: 795-808.

Corbin, J. D. & D'Antonio, C. M. 2004. Effects of exotic species on soil nitrogen cycling: implications for restoration. *Weed Technology* 18:1464-1467.

D'Antonio, C. M. & Mack, M. C. 2006. Nutrient limitation in a fire-derived, nitrogen rich Hawaiian grassland. *Biotropica* 38:458–467.

D'Antonio, C. M. & Vitousek, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63–87.

D'Antonio, C. M., Dudley, T., Mack, M. C. 1999. Disturbance and biological invasions. Pages 429–468 in L. Walker, editor. *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

D'Antonio, C. M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. – In: Mooney, H. A. and Hobbs, R. J. (eds), *Invasive species in a changing world*. Island Press, pp. 65 – 93.

D'Antonio, C. M., Hughes, R. F., Vitousek, P. M. 2001. Factors influencing dynamics of two invasive C₄ grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology* 82(1):89-104.

D'Antonio, C. M., Hughes, R. F., Tunison, J. T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications* 21(5):1617-1628.

Durigan, G., Siqueira, M. F., Franco, G. A. D. C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Sci. agric. Piracicaba*, v. 64, n. 4.

Dutra, V. F. & Garcia, F. C. P. 2014. *Mimosa L. (Leguminosae-Mimosoideae) dos Campos Rupestres de Minas Gerais, Brasil*. *IHERINGIA, Sér. Bot.*, Porto Alegre, v. 69, n. 1, p. 49-88.

Ehrenfeld, J. G. 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems* 6: 503–523.

Funk, J. L. & Vitousek, P. M. 2007. Resource-Use Efficiency and Plant Invasion in Low-Resource Systems. *Nature*, 446, 1079-1081.

Grayston, S. J. & Campbell, C. D. 1998. Functional biodiversity of microbial communities in the rhizosphere of hybrid larch (*Larix eurolepis*) and Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Tree physiology* 16:1031-1038.

Grierson, P. F. & Adams, M. A. 2000. Plant species affect acid phosphatase, ergosterol and microbial P in a Jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) forest in southwestern Australia. *Soil Biology & Biochemistry* 32:1817-1827.

Grotkopp, E., Rejmanek, M., Rost, T. L. 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*pinus*) species. *Am Nat* 159:396–419.

Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M. P., Silva, F. J., Azevedo, I. N. C., Marinho, M. S., Albuquerque, A. M. S., Lopes, A. O., Moreira, S. P. 2004. Impact of invasive alien Grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and distributions* 10:99-103.

Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33:29-36.

Hughes, R. F., Vitousek, P. M., Tunison, J. T. 1991. Exotic grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Ecology* 72:743–746.

Hughes, R. F. & Vitousek, P. M. 1993. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Oecologia* 93:557–563.

Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, vol. 19, p. 707-713.

Lavergne, C., Rameau, J., Figier, J. 1999. The invasive woody weed *Ligustrum robustum* subsp. walker threatens native forests on La Reunion. *Biological Invasions* 1:377-392.

- Leishman, M. R. & Thomson, V. P. 2005. Experimental evidence for the effects of additional water, nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstone soils. Sydney, Australia. *Journal of Ecology*. 93: 38—49.
- Levine, J. M., M., Vila, C. M., D'Antonio, J. S., Dukes, K., Grigulis, S., Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London* 270:775–781.
- Martin, P. H. 1999. Norway maple (*Acer platanoides*) invasion of a natural forest stand: understory consequences and regeneration pattern. *Biological Invasions* 1:215-222.
- Martins, C. R., Leite, L. L. & Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, v. 28, p. 739-747.
- Martins, C. R. 2006. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): Uma espécie invasora do cerrado. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação do Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- Matzek, V. 2011. Superior performance and nutrient-use efficiency of invasive plants over non-invasive congeners in a resource-limited environment. *Biological Invasions* 13 (12), 3005-3014.
- Mitidieri, J. 1983. Manual de gramíneas e leguminosas para pastos tropicais. São Paulo: Nobel/ Universidade de São Paulo.
- Morris, T. L., Esler, K. J., Barger, N. N., Jacobs, S. M., Cramer, M. D. 2011. Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. *Divers Distrib* 17: 898–910.
- Nogueira, C. S. B., Scotti, M. R. 2015. The role of native species as biome resistance factors on molasses grass (*Melinis minutiflora* Beauv.) invasion in rupestrian fields in

Minas Gerais State. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

Parker, I. M., D. Simberloff, W. M., Lonsdale, K., Goodell, M., Wonham, P. M. Kareiva, et al. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3–19.

Parsons, J. J. 1972. Spread of african pasture grasses to the American Tropics. *Journal of Range Management* 25:12-17.

Pivello, V. R., Shida, C. N., Meirelles, S. T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 8:1281-1294.

Pivello, V. R., Carvalho V. M. C., Lopes P. F., Peccinini A. A., Rosso, S. 1999b. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a “Cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.

Pivello, V. R. 2008. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia. Info* n. 33.

Pivello, V. R. 2011. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. *Ecologia. Info* 33. Disponível em: <http://www.ecologia.info/cerrado.htm>. Acesso 10/01/2016.

Prates, H. T., Leite, R. C., Craveiro, A. A., & Oliveira, A. B. 1998. Identification of Some Chemical Components of the Essential Oil from Molasses Grass (*Melinis minutiflora* Beauv.) and their Activity Against Cattle-Tick (*Boophilus microplus*). *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 9(2), 193-197.

Pysek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didziulis, V., Essl, F., Genovesi, P., Gherardi, F., Hejda, M., Kark, S., Lambdon, P. W., Desprez-Loustau, M. L., Nentwig, W., Peergi, J., Pobljsaj, K., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D. B., Shirley, S., Solarz, W., Vilà, M., Winter, M. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions

across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107(27):12157-12162.

Pysek, P., Jarosik, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. 2011. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. Global Change Biology 18:1725-1737.

Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S., Rejmanej, M. 2000. Plant invasions – the role of mutualisms. Biological Reviews 75:65-93.

Sanon, A., Béguiristain, T., Cébron, A., Berthelin, J., Ndoye, I., Leyval, C., Sylla, S., Duponnois, R. 2009. Changes in soil diversity and global activities following invasions of the exotic plant, *Amaranthus viridis* L., decrease the growth of native sahelian *Acacia* species. Microbiology Ecology 70(1):118-131.

Scotti, M. R., Teles, I., Teixeira, A. P., Freitas, I. Ribeiro, B., Muguet, N., Uber-Buceck, E. 2012. The Invasiveness of the Grass *Melinis minutiflora* is Favoured by Fire and Displaces the Endemic Species in Braz. Conference of Terrestrial invasive Plants, p 34. Canada.

Silva, J. S. O. & Haridasan, M. 2007. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* P. Beauv. e gramíneas nativas do cerrado. Revista Brasileira de Botânica, 30(2):337-344.

Skerman, P. J.; Rivers, F. R. Gramineas tropicales. Roma: FAO, 1992. 849p. (Colección FAO: Producción y Protección Vegetal, 23).

Suding, K. N., 2013. A leak in the loop. Nature 503: 472-473.

Sylvester-Bradley, R., Mosquera, D., Mendez, J. E. 1988. Inhibition of nitrate accumulation in tropical grassland soils: effect of nitrogen fertilization and soil disturbance. J. Soil Sci. 39, 407–416.

União Internacional para Conservação da Natureza – UICN. Disponível em: <http://www.iucn.org/>. Acesso 10/01/2016.

Valery, L., Fritz, H., Lefeuvre, J-C., Simberloff D., 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*. 10:1345.

Vasquez, E., R., Sheley, Svejcar, T. 2008. Creating invasion resistant soils via nitrogen management. *Invas. Plant Sci. Manage.* 1:304–314

Viana, P. L., Lombardi, J. A. 2007. Florística E Caracterização Dos Campos Rupestres Sobre Canga Na Serra Da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, v. 58, n. 1, p. 159-177.

Vitousek, P. M. 1990. Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos*, 57(1), 7–13.

Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M., Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1):1-16.

Werner, C., Zumkier, I., Beyschlag, W., Máguas, C. 2010. High competitiveness of a resource demanding invasive *Acacia* under low resource supply. *Plant Ecology* 206 1:83-96.

Yelenik, S. G., D'Antonio, C. M. 2013. Self-reinforcing impacts of plant invasions change over time. *Nature*, 502: 517-520.

Zaidan, M., Bomediano, C., Bicalho, L., Araujo, P., Marzano, J. P., Santos, H. V., Fonseca, F., Scotti, M.R. 2013. Manejo de *Melinis minutiflora* pelas comunidades locais para controle de incêndios no Parque Estadual da Serra do Rola Moça – MG. Departamento de Botânica ICB/UFMG. 64º Congresso Nacional de Botânica Belo Horizonte.

CAPÍTULO I

Efeitos da invasão de *Melinis minutiflora* P. Beauv. sobre a comunidade nativa de plantas de Campo Rupestre sobre canga nodular no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais, Brasil.

Pâmella C. Dias Ribeiro¹, Maria Rita Scotti Muzzi¹

¹Laboratório de Interação Microrganismo-Planta e Recuperação de Áreas Degradadas, Departamento de Botânica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

Belo Horizonte

2016

RESUMO

As invasões biológicas representam uma das maiores ameaças à biodiversidade. A gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim meloso) é uma espécie originária do continente africano que se tornou invasora em várias regiões do mundo por apresentar diferentes e eficientes estratégias competitivas frente às espécies nativas, frequentemente deslocando-as e/ou excluindo-as, além de alterar processos ecológicos dos ecossistemas. No Brasil, essa invasora representa grande ameaça à flora nativa, especialmente em Unidades de Conservação. O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) é um dos mais importantes redutos de preservação dos Campos Rupestres (vegetação que ocorre sobre afloramentos rochosos em altitudes superiores a 900m) do estado de Minas Gerais, o qual vem sendo ameaçado pela invasão de *M. minutiflora*. Algumas espécies nativas da família Fabaceae (leguminosas), apresentam graus de tolerância variáveis frente à invasora, sob diferentes níveis de densidade, sendo *Mimosa pogocephala* Benth. a leguminosa predominante na área estudada. Os efeitos da invasão de *M. minutiflora* sobre a comunidade de plantas nativas em área de Campo Rupestre sobre canga nodular do PESRM foram estimados pela taxa de ocupação das espécies, abundância total de famílias e espécies, a riqueza de espécies e a composição da comunidade vegetal. Para tanto, foram implementadas em campo 15 parcelas de 4m² com 5 tratamentos (baseados no nível de invasão de *M. minutiflora*), distribuídos em 3 blocos, resultando em um total de 45 parcelas. Registrou-se 86 espécies, distribuídas em 33 famílias e observou-se grande redução da diversidade após a invasão. A invasão máxima reduziu a ocupação das espécies nativas a 2%. *M. pogocephala* foi capaz de suportar altos níveis de invasão. Outras espécies das famílias Fabaceae, Malpighiaceae, Euphorbiaceae e Asteraceae também apresentaram alto grau de tolerância à invasora. *M. minutiflora* deslocou especialmente as plantas da família Poaceae e, posteriormente, as demais famílias. Os resultados evidenciaram que o número de indivíduos por espécie, dado pela abundância, constituiu um indicador adequado para aferir o grau de invasão. O teste de SIMPER confirmou que *M. minutiflora* promoveu alterações profundas no início do processo invasivo, impedindo a sobrevivência das espécies nativas. Estes resultados sugerem que a invasão de *M. minutiflora* no PESRM foi direcionada por fatores nutricionais do solo.

Palavras-chave: invasões biológicas; gramíneas invasoras; *Melinis minutiflora*; *Mimosa pogocephala*; campos rupestres.

ABSTRACT

Biological invasions are one of the greatest threats to biodiversity. The *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grasses), is from Africa and became invasive in many regions of the world due their competitive and efficient strategies that inhibit the native species, often moving them and/or excluding them, in addition to changing many ecological processes of ecosystems. In Brazil, this invasion is a major threat to native flora, especially in protected areas. The “Parque Estadual da Serra do Rola Moça” (PESRM) is one of the most important preservation sites of “Campos Rupestres” over ironstone outcrop of rock fields (vegetation that occurs on rocky outcrops at altitudes greater than 900m, in the state of Minas Gerais). This region is seriously threatened by the invasion of *M. minutiflora*. Some native species of the family Fabaceae (legumes) showed different degrees of tolerance to invasive plants, being the *Mimosa pogocephala* Benth. the dominant legume species in the studied site. The effects of *M. minutiflora* invasion on native plants community was estimated by occupation index, the total abundance of families and species, species richness and composition of the plant community. For evaluate these purposes it was allocated in the field 15 plots of 4m² with 5 treatments related to the level of *Melinis minutiflora* invasion, distributed in 3 blocks, resulting in a total of 45 plots. It was recorded 86 species belonging to 33 families and a high reduction over the diversity after the invasion. The high invasion levels was able to reduce the occupation of native species than 2%. *Mimosa pogocephala* showed resistance to the high density of invasion. Other species of the Fabaceae family, Malpighiaceae, Euphorbiaceae and Asteraceae showed also a high degree of tolerance to the invasive plant. *M. minutiflora* shifted especially Poaceae family plants and, subsequently, the remaining families were compromised. These results showed that the number of individuals per species, given by the abundance, is an appropriate indicator to evaluate the invasion degree. SIMPER test confirmed that *M. minutiflora* promoted profound changes at the beginning of the invasion impeding the survival of the native. The results indicate that invasion process *M. minutiflora* in PESRM appear to be directed by a factor of soil nutrients.

Keywords: biological invasions; alien grasses; *Melinis minutiflora*; *Mimosa pogocephala*; campos rupestres.

1. Introdução

O processo de invasão biológica representa uma das maiores ameaças à biodiversidade (Vitousek et al., 1996; Wilcove et al., 1998; Mack et al., 2000; Pimentel et al., 2005) e consiste na disseminação de uma espécie em detrimento de outras após o desaparecimento dos obstáculos naturais à sua proliferação, tornando-se dominante nesses ecossistemas invadidos (Valery et al., 2008). As espécies invasoras são caracterizadas como espécies exóticas que se estabeleceram em habitats ou ecossistemas naturais, provocando alterações nesses ambientes e ameaçando a biodiversidade nativa (União Internacional para Conservação da Natureza, 1999). As espécies exóticas, nesse processo, podem alterar os ambientes invadidos através de uma ampla variedade de mecanismos e podem promover modificações em toda a estrutura da comunidade vegetal, como a redução da riqueza, da abundância e da diversidade das espécies nativas locais (Pysek et al., 2011; Parker et al., 1999), além de afetar processos funcionais dos ecossistemas (Pivello, 2008).

As plantas invasoras prevalecem sobre as plantas nativas por apresentarem um crescimento rápido e alta eficiência e rapidez no uso de recursos nutricionais do solo (Grotkoop et al., 2002), podendo promover a depleção dos nutrientes do solo. Ao contrário, as espécies nativas utilizam os recursos naturais, como luz, água e nutrientes, de forma parcimoniosa (Funk & Vitousek, 2007; Morris et al., 2011; Werner et al., 2010). Além disso, as espécies invasoras apresentam maiores taxas fotossintéticas, com elevado grau de assimilação de carbono e maior eficiência no uso da luz quando comparadas às espécies nativas (Funk & Vitousek, 2007). As plantas invasoras são mais hábeis na aquisição (Werner et al., 2010) e na alocação de nitrogênio foliar (Matzek, 2011), elemento este considerado limitante para a maioria dos solos (Morris et al., 2011). Para alguns autores a principal estratégia das espécies invasoras é tornar disponíveis nutrientes limitantes através da fixação biológica de nitrogênio ou via decomposição da matéria orgânica (Corbin & D'Antonio, 2004; Ehrenfeld, 2003; Vitousek, 1990).

Entre as plantas invasoras, as gramíneas são especialmente importantes por apresentarem diferentes e eficientes estratégias competitivas, deslocando e/ou excluindo, com frequência, as espécies nativas e substituindo o papel dessas espécies no ecossistema (Beck et al., 2008). Apresentam ainda, grande eficiência reprodutiva, o que facilita a disseminação dessas espécies. As gramíneas invasoras de origem africana foram introduzidas no Brasil como forrageiras para a criação de gado bovino (Pivello, 2011) e,

hoje, são consideradas os maiores agentes de alterações florísticas no Cerrado (Klink & Machado, 2005), ameaçando a diversidade biológica nativa e muitas vezes resultando em mudanças nos processos ecossistêmicos (D'Antonio & Vitousek, 1992; Baruch, 1996; Parsons, 1972).

A gramínea africana *Melinis minutiflora* P. Beauv., conhecida popularmente como capim meloso ou capim gordura (Hoffmann et al., 2004), é uma das principais espécies invasoras do Cerrado, representando uma grande ameaça à biodiversidade (D'Antonio & Vitousek, 1992; Hoffman & Haridasan, 2008; Parsons, 1972). Esta espécie é uma planta herbácea que apresenta em suas folhas tricomas glandulares que exsudam grande quantidade de ácidos graxos e um óleo essencial (Parsons, 1972; Prates et al., 1998) que confere cheiro característico e um aspecto pegajoso à planta, justificando seu nome. Produz grande quantidade de sementes que apresentam alto poder de germinação. Suas sementes são muito pequenas (1,5 a 2,5mm) e leves (0,00010 a 0,00013g), apresentando fácil dispersão ectozoocórica e anemocórica (Mitidieri, 1983; Martins et al., 2004; Martins, 2006). Apresenta, ainda, capacidade de propagação estolonífera (Skerman e Rivers, 1992).

M. minutiflora é capaz de invadir áreas naturais e, em poucos anos, descaracterizar a fitofisionomia original (Martins et al., 2004). Nas áreas onde *M. minutiflora* se torna abundante, a flora local é consideravelmente reduzida (Klink & Machado, 2005) e os impactos causados pela invasão são muitos, como a redução da riqueza, abundância e diversidade das espécies nativas locais (Pysek et al., 2011), alteração dos processos ecossistêmicos como produtividade primária (Vitousek et al., 1997; Pysek et al., 2010), decomposição, ciclo hidrológico, geomorfologia e ciclagem de nutrientes (Vitousek et al., 1997; Mack et al., 2001; Richardson et al., 2000), aumento da competição por recursos (Lavergne et al., 1999; Martin, 1999), alterações na população microbiana do solo (Grayston & Campbell, 1998; Grierson & Adams, 2000; Sanon et al., 2009) e, principalmente, alterações no regime do fogo, especialmente na propagação do mesmo (Asner & Beatty, 1996; Hughes et al. 1991, Hughes and Vitousek 1993, D'Antonio et al. 1999, 2000, 2001). Estudos desenvolvidos por D'Antonio et al. (2001), Hoffmann & Haridasan (2008) e Scotti et al. (2012) sugerem que *M. minutiflora* pode, ainda, ser capaz de usar compostos alelopáticos para facilitar a invasão de novos ambientes e também a sua instalação nestes locais, impedindo assim a recomposição destes locais pelas espécies nativas. Devido ao seu potencial de invasão, tornou-se um grande problema nas Unidades de Conservação (Pivello et al., 1999a, 1999b).

O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), em Minas Gerais, apresenta grande importância na conservação da biodiversidade global porque abriga parte da Mata Atlântica e do Cerrado, dois *hotspots* mundiais que apresentam alto grau de endemismo ameaçado por altas taxas de alteração de habitat (Myers et al., 2000), além de estar inserido na Reserva da Biosfera do Espinhaço (MMA, 2006). É ainda um dos mais importantes redutos de preservação de Campos Rupestres do estado e apresenta um alto grau de invasão por *M. minutiflora* (Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, 2007). Scotti et al. (2012) estimaram que a invasão represente cerca de 60% das áreas de Campo Rupestre graminoso e Cerrado do Parque. Esse elevado grau de invasão por *M. minutiflora*, compromete a biodiversidade (D'Antonio & Vitousek, 1992; Hoffman & Haridasan, 2008; Scotti et al., 2012; Zaidan et al., 2013), que é altamente endêmica na região do Parque (Viana & Lombardi, 2007). O Parque é rico em afloramentos rochosos de minério de ferro (canga) (Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, 2007) e Vincent (2004) mostrou que *M. minutiflora* tem invadido as áreas de canga nodular de forma mais agressiva que as cangas couraçadas. A chegada de *M. minutiflora* no PESRM deveu-se, em grande parte, aos programas de cobertura de áreas degradadas com esta gramínea, promovidos por mineradoras localizadas no entorno do Parque.

Dentre os principais fatores que controlam a invasão de *M. minutiflora*, destaca-se a grande demanda por nutrientes, especialmente o nitrogênio (D'Antonio & Mack, 2006; Asner & Beatty, 1996; Bustamante et al., 2012; Suding, 2013; Sylvester-Bradley et al., 1988; D'Antonio et al., 2001; Barger et al., 2003; Leishman & Thomson, 2005; Yelenik & D'Antonio, 2013). A baixa disponibilidade de nutrientes pode limitar fortemente o sucesso de *M. minutiflora* em savanas nativas (Barger et al., 2003). Além disso, a abertura de espaços causada pelo fogo favorece a instalação e o avanço da invasora nesses ambientes (D'Antonio et al., 2011). O PESRM é anualmente atingido por incêndios e a presença desta invasora favorece a incidência de fogo, já que é uma espécie que produz uma grande quantidade de óleos (Prates et al., 1998) que atuam como combustível para o fogo. Com o aumento da frequência e da intensidade do fogo (D'Antonio & Vitousek, 1992) a tomada do ambiente por esta invasora é favorecida, a qual rapidamente se reestabelece e se dispersa após o fogo (Hughes et al., 1991), criando assim, um feedback positivo. *M. minutiflora* e fogo são positivamente correlacionados, onde a presença da gramínea favorece os incêndios no PESRM que, por sua vez, incrementam seu potencial invasivo. Após a alteração do regime de fogo causado por *M.*

minutiflora, observa-se uma tendência à predominância desta espécie no ambiente, com diminuição da ocorrência de outras espécies (D'Antonio & Vitousek, 1992). D'Antonio et al. (2011) observaram em áreas de vegetação arbórea (*woodlands*) no Havaí que a recuperação das espécies nativas, mesmo décadas após a incidência de fogo nesses ambientes, foi muito baixa. Hoffmann et al. (2004) observaram que nas regiões onde *M. minutiflora* está presente, há um menor número de plântulas de árvores e arbustos, reduzindo as chances de sucesso de regeneração de espécies nativas. Além disso, seus resultados mostraram que esta invasora produzia maior quantidade de biomassa do que as gramíneas nativas, resultando em acentuada diminuição das espécies nativas quando na presença de fogo e redução na expansão das mesmas nos períodos onde o fogo está ausente.

Algumas espécies nativas apresentam resistência ecológica à invasora (Holle & Simberloff, 2005), que foi descrito também no PESRM com a invasão de *M. minutiflora* (Nogueira & Scotti, 2015; Scotti et al., 2012; Zaidan et al., 2013). Resultados obtidos por Nogueira & Scotti (2015) mostraram que *M. minutiflora* apresentou diferentes graus competitivos em relação às plantas nativas de Campo Rupestre e a maioria das famílias de plantas nativas foram praticamente eliminadas na presença *M. minutiflora*, especialmente as da família Poaceae. As plantas da família Fabaceae (leguminosas) sob condições de Campo Rupestre do Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) apresentaram graus de tolerância variáveis à invasora sob diferentes níveis de densidade (Nogueira & Scotti, 2015). Dentre as espécies de leguminosas predominantes na área estudada destacou-se a *Mimosa pogocephala* Benth., endêmica no Quadrilátero Ferrífero sobre itabirito e canga, entre 1.000 e 1.850m de altitude. Encontra-se sob ameaça de extinção devido à sua pequena área de ocorrência e ocupação em regiões de grande interesse para mineração (Dutra & Garcia, 2014). Esta leguminosa parece resistir até certo grau de invasão por *M. minutiflora*.

O presente trabalho visou avaliar os efeitos da invasão de *M. minutiflora* sobre a comunidade de plantas em área de Campo Rupestre sobre canga nodular do Parque Estadual da Serra do Rola Moça bem como a tolerância dessas plantas à invasão, a fim de se obter informações que possam subsidiar a elaboração de planos de manejo para o controle desta gramínea invasora.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), localizado na região centro-sul do estado de Minas Gerais, nos municípios de Belo Horizonte, Brumadinho, Ibirité e Nova Lima (Meyer et al. 2004) em área com vegetação caracterizada como campos rupestres ferruginosos sobre canga nodular (Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, 2007), em altitude média de 1440 metros e coordenadas geográficas 20°03'22.7"S 44°01'09.2"W (figuras 1 e 2).

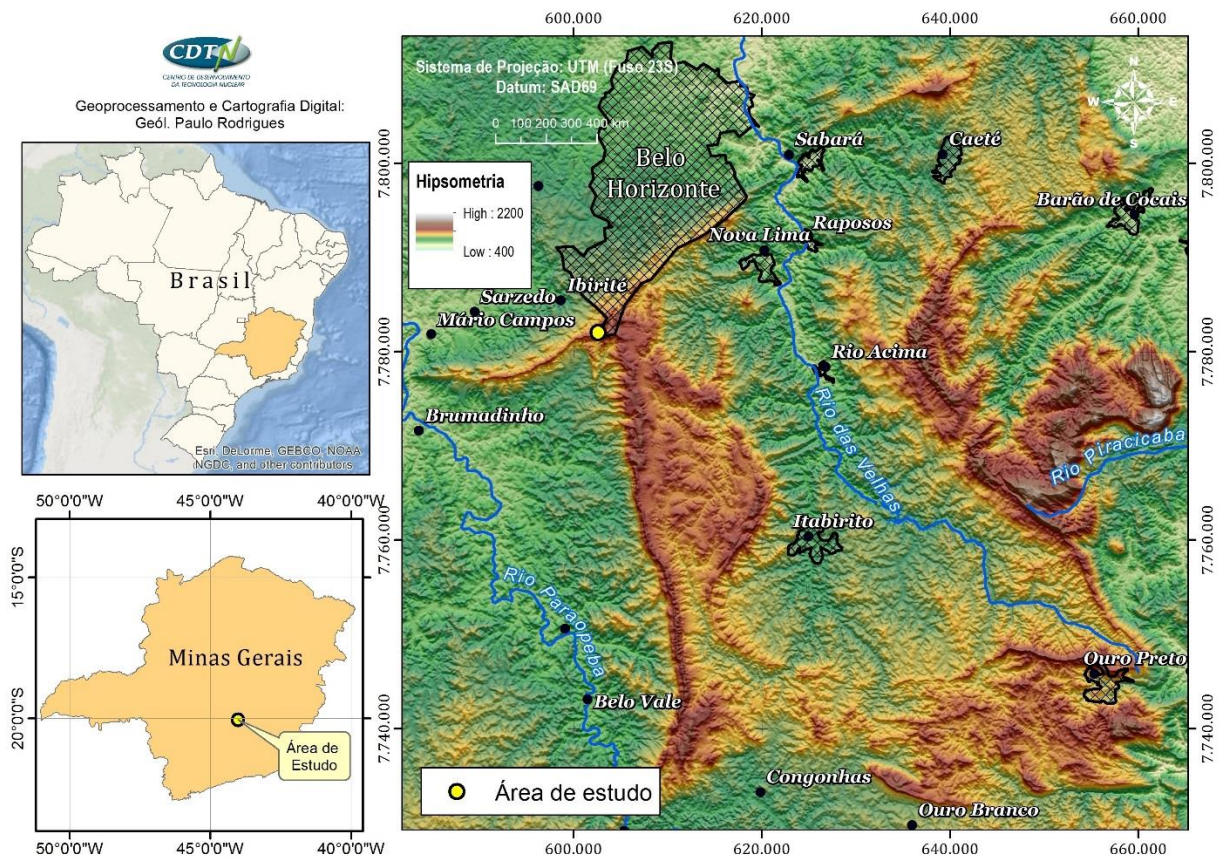


Figura 1 – Localização da área de estudo no estado de Minas Gerais, Brasil.

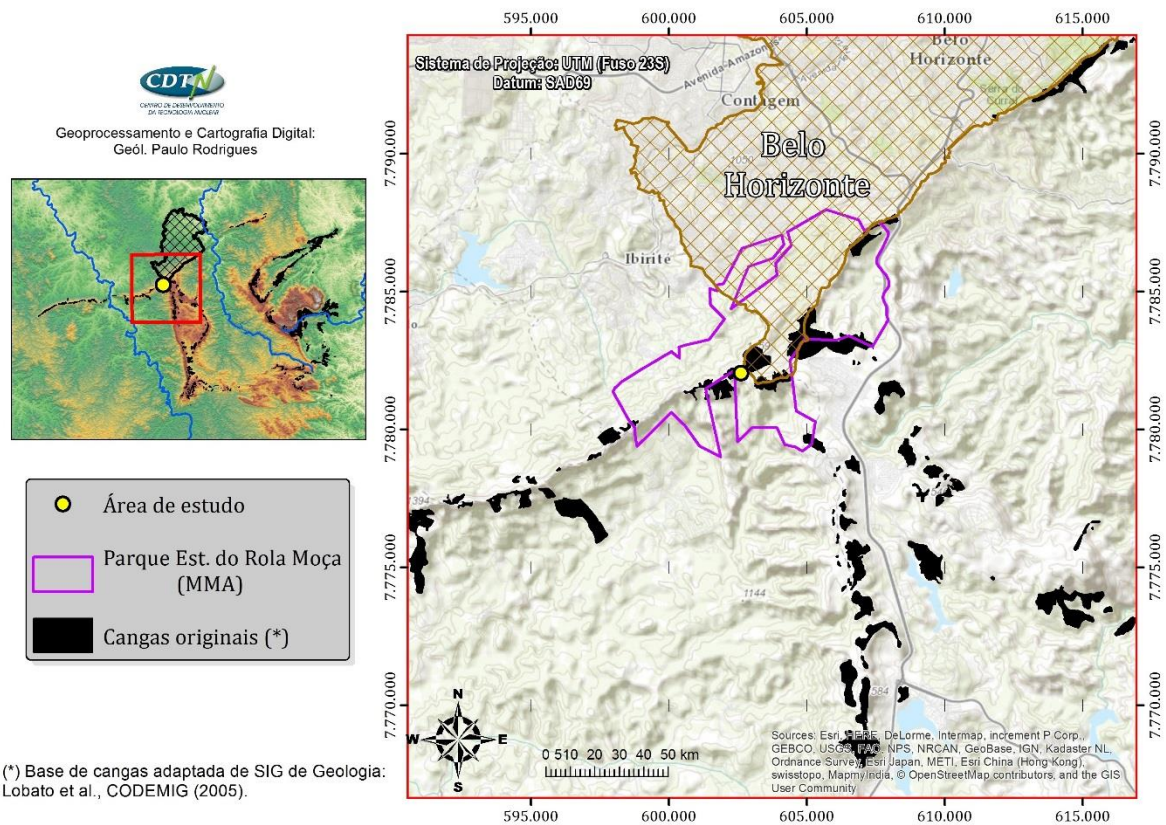


Figura 2 – Áreas de Cangas no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM) e entorno.

2.2 Delineamento experimental

O desenho experimental foi composto por 5 parcelas ou tratamentos (figura 3), distribuídos em 3 blocos, resultando em um total de 45 parcelas de 2m x 2m (4m²) cada (5 tratamentos x 3 repetições x 3 blocos = 45 parcelas). As parcelas ou tratamentos foram implementadas em campo de acordo com o nível de invasão por *Melinis minutiflora*, como segue: T1 – espécies nativas sem *Mimosa pogocephala*, sem invasão; T2 – espécies nativas com *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

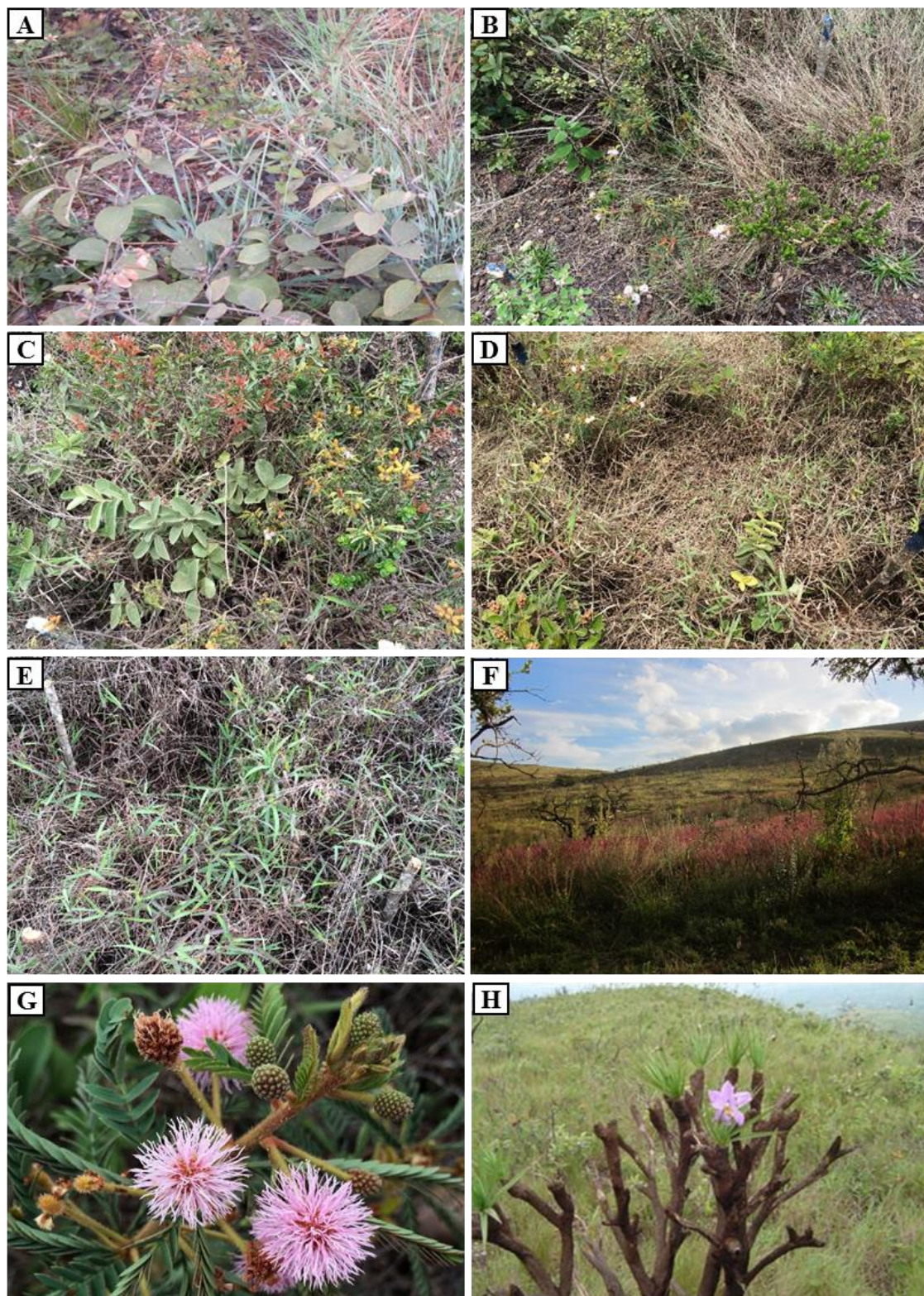


Figura 3 – Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais, Brasil. Legenda: (A-E) tratamentos utilizados para o estudo; (A) T1: espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; (B) T2: espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; (C) T3: espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; (D) T4: espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; (E) T5: invasão total, sem *M. pogocephala*; (F) visão geral da invasão de *Melinis minutiflora* no PESRM; (G) *M. pogocephala*; (H) Campo Rupestre ferruginoso sobre canga nodular e *Vellozia compacta* em detalhe.

2.3 Análises e tratamento estatístico

Após a delimitação das parcelas, foi medida a ocupação total de *M. minutiflora* e espécies nativas nas parcelas através do método proposto por Toledo & Schultze-Kraft (1982), que consiste na utilização de um quadrante de 1m² composto por 100 quadrados de 0,01m² cada. O quadrante foi colocado sobre cada parcela e, em seguida, a ocupação das espécies vegetais em cada quadrado foi quantificada.

Foram coletadas amostras de todos os espécimes vegetais presentes em cada parcela no período de maio e junho de 2015 e, em seguida, identificados por taxonomistas a nível de família, gênero e/ou espécie. Foi construída uma tabela com todas as espécies encontradas, em ordem alfabética por famílias.

As abundâncias das espécies e das famílias vegetais em cada tratamento foram estimadas e plotadas em gráficos de barras para identificarmos a composição e as quantidades relativas dessas plantas em cada tratamento.

O efeito da invasão sobre a riqueza de espécies foi estimado pela comparação entre tratamentos, utilizando-se a análise de variâncias (*One-way ANOVA*) a 0,05 de confiança para determinar se as diferenças entre as médias de riqueza dos tratamentos eram significativas. A normalidade dos resíduos da ANOVA e a homogeneidade entre as variâncias foram testadas a partir dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Em seguida, a fim de se determinar quais pares de médias eram significativamente diferentes entre si, aplicamos o Teste de Tukey a 0,05 de confiança.

O efeito direto da quantidade de *M. minutiflora* (em percentagem) sobre a riqueza de espécies foi estimado em uma equação de regressão linear simples, indicando a relação entre essas duas variáveis. Para esta análise, foi feito anteriormente o teste de Shapiro-Wilk para avaliar a normalidade dos dados.

A diversidade biológica foi estimada através dos índices de Shannon e Simpson com inclusão do perfil de diversidade em cada tratamento. Os perfis de diversidade generalizam matematicamente os índices de diversidade e mostram de forma gráfica a riqueza, a equabilidade e todos os valores intermediários entre essas duas grandezas. Os perfis de diversidade representam uma alternativa ao uso de índices de diversidade, já que estes avaliam a riqueza e a equabilidade de forma diferente e podem influenciar o padrão obtido (Melo, 2008).

A fim de se determinar as similaridades entre os tratamentos em relação à composição e às quantidades relativas das espécies, utilizamos o coeficiente quantitativo

de Bray-Curtis em um escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). A verificação da adequação da configuração das parcelas no NMDS foi obtida através do valor de “stress” (STandard RESiduals Sum of Squares), que mede o quanto a ordenação distorce a matriz de distâncias, sendo que o limiar de stress aceitável para muitos autores é de até 0,2 (Clarke, 1993). Fez-se a análise de similaridades ANOSIM para verificar a significância das diferenças entre os grupos ordenados pelo NMDS. Utilizou-se ainda a análise de percentagem de similaridade (SIMPER) para avaliar a contribuição de cada espécie para as dissimilaridades entre os tratamentos observadas no NMDS.

Todas as análises estatísticas foram feitas no software estatístico “R” (v.3.2.2).

3. Resultados e discussão

Os resultados da tabela 1 se referem à distribuição total das espécies vegetais nas parcelas correspondentes aos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o levantamento florístico realizado. Foram registradas 86 espécies, distribuídas em 33 famílias. No tratamento 1, as famílias mais representativas foram Poaceae (43,07%), Asteraceae (10,36%), Melastomataceae (9,31%), Myrtaceae (8,74%) e Malpighiaceae (5,89%); no tratamento 2, Poaceae (50,90%), Euphorbiaceae (8,80%), Myrtaceae (7,83%), Fabaceae (7,74%) e Asteraceae (6,13%); no tratamento 3, Poaceae (66,48%), Asteraceae (8,06%), Fabaceae (6,78%), Myrtaceae (4,82%) e Celastraceae (3,93%); no tratamento 4, Poaceae (83,86%), Fabaceae (5,51%), Euphorbiaceae (2,34%), Asteraceae (2,26%) e Malpighiaceae (1,88%); e, finalmente, no tratamento 5, Poaceae (94,72%), Malpighiaceae (2,98%), Asteraceae (0,63%), Euphorbiaceae (0,63%) e Myrtaceae (0,55%). Essas famílias representaram 24% das famílias amostradas e concentraram 60% do total de espécies, mostrando uma concentração da riqueza de espécies em poucas famílias.

Tabela 1 - Lista das espécies encontradas na área de estudo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça e ocupação das espécies em relação ao total de espécies em cada parcela ou tratamento. Tratamentos: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

Família / Espécie	T1	T2	T3	T4	T5
AMARANTHACEAE					
<i>Gomphrena scapigera</i> Mart.		0,19%			
ARISTOLOCHIACEAE					
<i>Aristolochia smilacina</i> (Klotzsch) Duch.	0,15%				
ASTERACEAE					
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.		1,16%		0,06%	
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	1,64%	0,68%	2,31%		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.			0,28%	0,17%	
<i>Baccharis erioclada</i> DC.			0,14%		
<i>Baccharis gracilis</i> DC.	0,15%				
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	1,12%				
<i>Baccharis subdentata</i> DC.	0,30%				
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart			0,21%		
<i>Chromolaena multiflosculosa</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	1,79%	3,42%	0,58%	0,19%	
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	0,22%		0,21%		0,34%
<i>Chrysolaena simplex</i> (Less.) Dematt.			0,07%		
<i>Dasyphyllum sprengelianum</i> (Gardner) Cabrera			0,05%		
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish			0,33%	1,19%	0,06%
<i>Mikania purpurascens</i> (Baker) R.M.King & H.Rob.					0,11%
<i>Mikania sessilifolia</i> DC.				0,38%	0,11%
<i>Stenophalium chionaeum</i> (DC.) Anderb.	0,30%				
<i>Stevia urticaefolia</i> Thunb.			0,12%		
<i>Symphyopappus angustifolius</i> Cabrera	3,50%		0,05%		
<i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	0,60%				
<i>Trichogonia attenuata</i> G.M.Barroso			3,72%	0,28%	
<i>Trixis vauthieri</i> DC.	0,75%	0,87%			
BIGNONIACEAE					
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) DC.		0,29%		0,06%	0,11%
BRYACEAE					
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.	0,80%				
CALOPHYLLACEAE					
<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.				0,11%	0,11%
CELASTRACEAE					
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	1,19%		3,93%		
CYPERACEAE					
<i>Bulbostylis fimbriata</i> (Nees) C.B.Clarke	0,60%				
ERICACEAE					
<i>Gaylussacia chamissonis</i> Meissn.					0,06%

Continuação...

Família / Espécie	T1	T2	T3	T4	T5
EUPHORBIACEAE					
<i>Croton campestris</i> A. St. Hill.		1,06%	0,28%		
<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	1,12%	7,74%	0,70%	2,34%	0,62%
FABACEAE					
<i>Chamaecrista papillata</i> H.S.Irwin & Barneby	0,60%				
<i>Mimosa pogocephala</i> Benth.		7,74%	5,75%	5,51%	
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	0,45%		1,03%		
IRIDACEAE					
<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	3,87%	2,45%	0,07%		
LAMIACEAE					
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.		1,45%			
<i>Cyanocephalus lippoides</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B.Pastore				0,23%	
<i>Eriope macrostachya</i> Mart. ex Benth.	0,30%		0,49%		
LAURACEAE					
<i>Cinnamomum quadrangulum</i> Kosterm.		2,80%			
<i>Ocotea tristis</i> (Nees & Mart.) Mez	2,43%	0,19%	0,63%		
LEUCOBRYACEAE					
<i>Campylopus pilifer</i> Brid.	0,30%				
<i>Campylopus savannarum</i> (Müll. Hal.) Mitt.	0,80%				
LYTHRACEAE					
<i>Cuphea thymoides</i> Cham. & Schltdl.	0,15%		0,28%		
<i>Diplusodon buxifolius</i> (Cham. & Schltdl.) A.DC.					0,06%
<i>Diplusodon hirsutus</i> (Cham. & Schltdl.) A.DC.	0,22%				
MALPIGHIACEAE					
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	0,82%	0,97%	0,49%	0,23%	0,09%
<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	4,32%	0,48%	0,47%	0,45%	0,68%
<i>Heteropterys pteropetala</i> A.Juss.		0,19%	0,26%	0,40%	1,93%
<i>Peixotoa tomentosa</i> A.Juss.	0,75%	2,90%	1,17%	0,81%	0,28%
MALVACEAE					
<i>Sida glaziovii</i> K.Schum.	0,07%				
MELASTOMATACEAE					
<i>Leandra cancellata</i> Cogn.	0,75%	1,35%	0,77%	0,28%	
<i>Tibouchina heteromalla</i> (D.Don) Cogn.	8,57%	3,00%	1,10%	0,28%	
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg		0,58%			
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.				0,06%	0,43%
<i>Eugenia sonderiana</i> Berg	0,84%		0,14%		
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	2,31%				
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.			0,07%		0,06%
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.				0,11%	
<i>Psidium firmum</i> O.Berg	1,04%	6,48%	4,60%	1,07%	0,06%
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	4,55%				
PIPERACEAE					
<i>Peperomia decora</i> Dahlst.	2,46%				

Continuação...

Família / Espécie	T1	T2	T3	T4	T5
POACEAE					
<i>Andropogon ingratus</i> Hack.	7,90%	2,03%			
<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	16,52%	24,27%	2,22%		
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi		1,77%		0,24%	
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase			0,33%		
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees		0,19%			
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.			46,61%	81,72%	94,60%
<i>Paspalum brachytrichum</i> Hack.			0,77%	0,11%	
<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees			0,28%	0,58%	
<i>Paspalum scalare</i> Trin.	7,85%	7,83%	14,12%	0,53%	0,11%
Poaceae sp. 1		0,19%			
Poaceae sp. 2	10,06%	1,45%	1,45%	0,68%	
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	0,75%	13,15%	0,70%		
POLYPODIACEAE					
<i>Serpocaulon latipes</i> (Langsd. & Fisch.) A.R.Sm.	0,15%				
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine emarginella</i> Miq.	0,15%				
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	0,15%				
RUBIACEAE					
<i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC.			0,82%		
ORCHIDACEAE					
<i>Acianthera teres</i> (Lindl.)		1,16%			
POLYTRICHACEAE					
<i>Polytrichum</i> sp.	1,61%				
SAPINDACEAE					
<i>Matayba mollis</i> Radlk.				0,23%	
SMILACACEAE					
<i>Smilax oblongifolia</i> Pohl ex Griseb.		0,19%		0,04%	
SOLANACEAE					
<i>Solanum</i> sp.		0,39%			
TURNERACEAE					
<i>Turnera oblongifolia</i> Cambess.		0,19%			
VELLOZIACEAE					
<i>Vellozia caruncularis</i> Mart. ex Seub.	2,98%	0,77%	0,77%		
<i>Vellozia compacta</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.				1,69%	
VERBENACEAE					
<i>Lippia origanoides</i> Kunth	2,09%	0,39%	1,64%		0,17%

Na figura 4 estão apresentados os resultados da ocupação das espécies vegetais nas parcelas do Campo Rupestre em estudo.

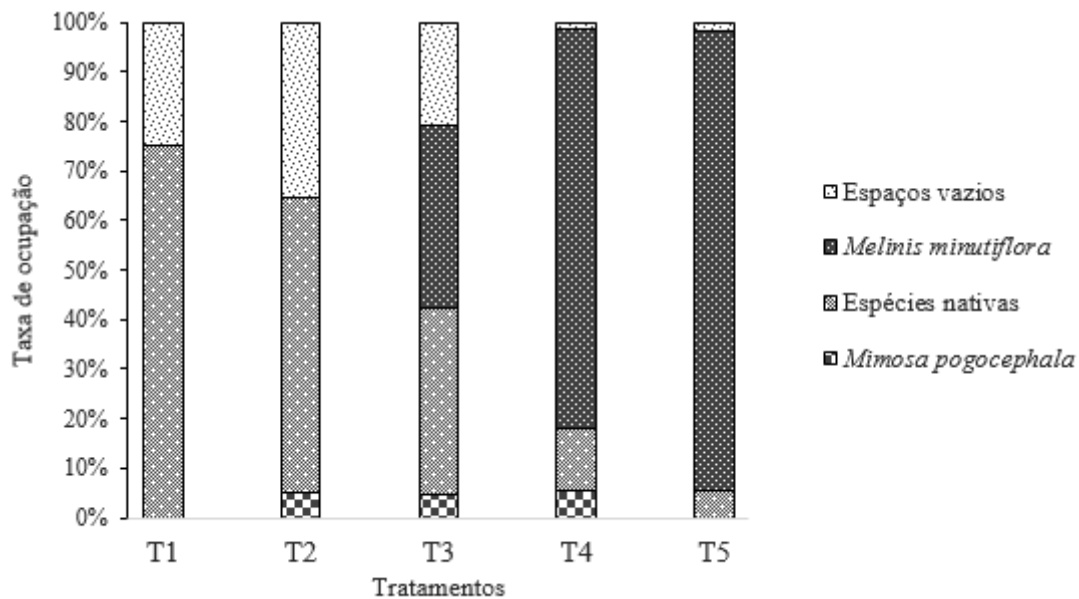


Figura 4 - Ocupação de *M. pogocephala*, demais espécies nativas, *M. minutiflora* e espaços vazios nos tratamentos T1 a T5. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão \leq 50%; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $>$ 50%; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

Observa-se na figura 4 que nas parcelas dos tratamentos 1 (somente espécies nativas, sem leguminosa) e 2 (somente espécies nativas associadas a *M. pogocephala*) foi possível dimensionar a taxa de ocupação das espécies nativas, que variou em torno de 60% a 75%, sendo o restante constituído por espaços vazios, ou seja, afloramento rochoso de canga nodular (Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, 2007). Os dados confirmam que a ocupação da leguminosa selecionada para o estudo, *M. pogocephala*, apresentou uma distribuição homogênea entre os tratamentos que a continham (T2, T3 e T4), que foi de aproximadamente 5%, independentemente do grau de invasão da espécie *M. minutiflora*. *M. pogocephala* é endêmica no Parque Estadual da Serra do Rola Moça, ocorrendo especialmente em áreas de Campo Rupestre sobre a canga nodular (Viana & Lombardi, 2007). Esses resultados sugerem uma dependência da invasora em relação à presença da leguminosa, possivelmente uma dependência metabólica relacionada ao escasso nutriente nitrogênio (Vitousek & Walker, 1989). Nos tratamentos 4 e 5, *M. minutiflora* venceu a competição com as espécies nativas (ocupação passou a ser superior a 50%) e esta vegetação nativa foi significativamente reduzida ($P_{T4-T1}=0,0004$; $P_{T4-T2}=0,001$; $P_{T4-T3}=0,004$; $P_{T5-T1}=0,0004$; $P_{T5-T2}=0,0006$; $P_{T5-T3}=0,0006$), apresentando maior ocupação dos espaços vazios, os quais foram reduzidos a cerca de 2%.

Este impacto da invasora sobre a vegetação nativa pode ser evidenciado nas figuras 5 e 6 onde foi possível registrar uma perda na abundância de famílias e de espécies já no início do processo de invasão (T3) e este efeito se agrava onde o grau de invasão foi maior (T4 e T5). As espécies da família Poaceae foram as mais bem representadas nas parcelas não invadidas (T1 e T2, figura 5) e foram esses indivíduos que sofreram maior grau inibitório na presença da invasora (figura 6), reduzindo significativamente a abundância das Poaceae nativas. *M. minutiflora* deslocou e substituiu as espécies da família Poaceae. Esses resultados, semelhantemente aos resultados encontrados por Nogueira & Scotti (2015), sugerem a vulnerabilidade dessa família frente à invasora, indicando, mais uma vez, uma relação competitiva da invasora com as nativas, relacionada a fatores ecofisiológicos (Souza et al., 2005). Semelhantemente, *M. minutiflora*, deslocou espécies nativas de Poaceae em savanas da Venezuela (Baruch & Gomez, 1996), como *Trachypogon plumosus*, através de vantagens adaptativas como maior eficiência no uso de nitrogênio (Baruch et al., 1985), maior alocação de biomassa para produção de folhas, crescimento estolonífero e maior taxa de germinação (Baruch & Gomez, 1996). Por outro lado, plantas das famílias Malpighiaceae, Euphorbiaceae e Asteraceae apresentaram maior grau de tolerância à invasora, com destaque para as espécies *Heteropteryx pteropetala*, *Byrsonima variabilis* e *Microstachys corniculata* (figura 6).

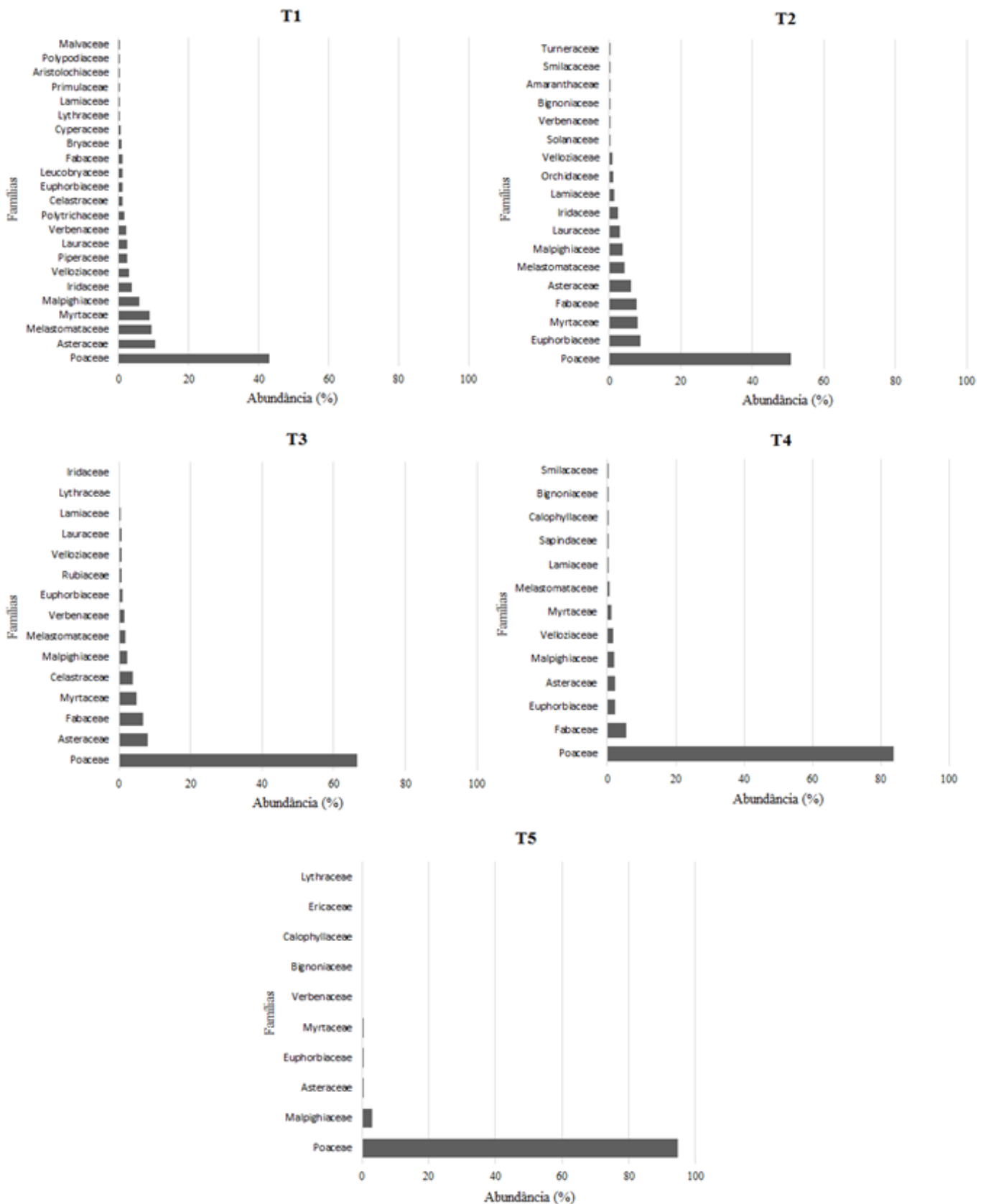


Figura 5 – Abundância de famílias por tratamento. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

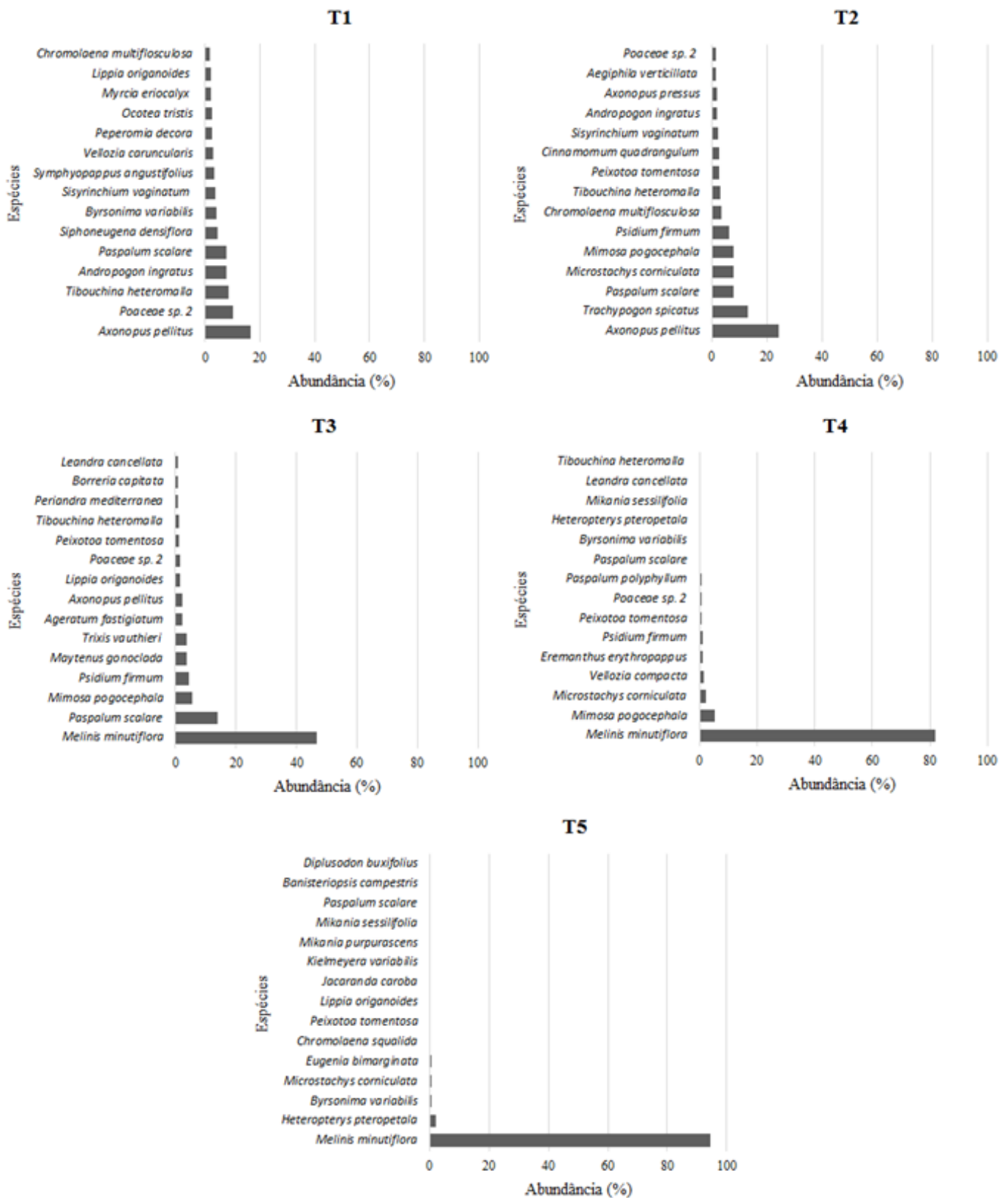


Figura 6 – Abundância de espécies por tratamento. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

A riqueza de espécies nos tratamentos estudados variou conforme a ausência e presença (em diferentes níveis de invasão) de *M.minutiflora* (ANOVA: $F_{39,4}=12.1$; $p<0,001$). Podemos afirmar que a riqueza de espécies no T5 é significativamente menor do que nos tratamentos com menor grau de invasão (T3 e T4) e nos tratamentos que não possuíam a gramínea invasora (figura 7; tabela 2).

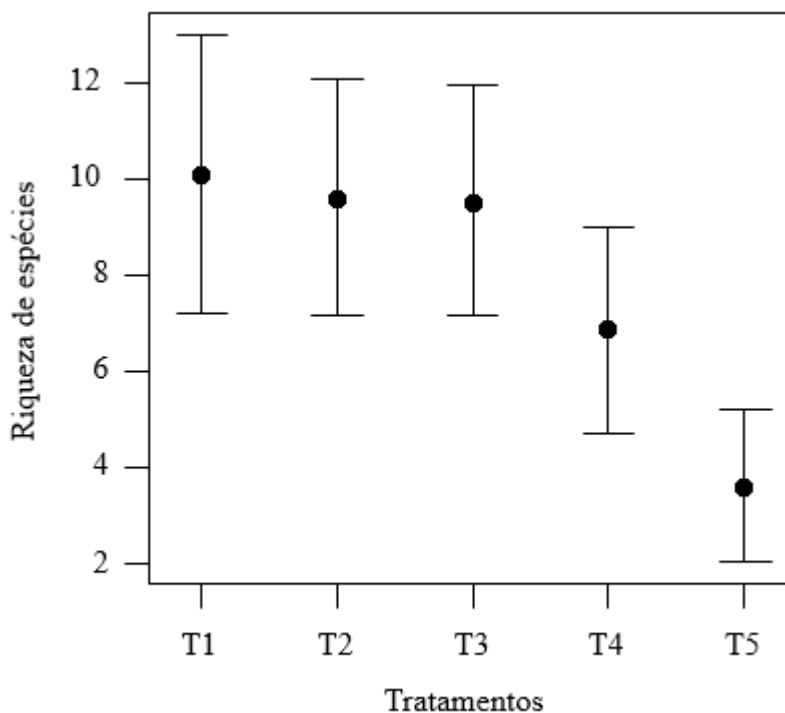


Figura 7 – Médias (\pm desvio padrão) da riqueza de espécies por tratamento. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

Tabela 2 – Teste de Tukey entre tratamentos. Os pares de tratamentos destacados em negrito apresentam diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$).

Tratamentos	Valor-p	Tratamentos	Valor-p
T2-T1	0,9926409	T4-T2	0,1325254
T3-T1	0,9863269	T5-T2	0,0000518
T4-T1	0,0420152	T4-T3	0,1295591
T5-T1	0,0000077	T5-T3	0,0000379
T3-T2	0,9999966	T5-T4	0,0420152

A figura 7 nos mostra que a invasora modificou a riqueza de espécies somente quando o grau de invasão foi superior a 50%, nos tratamentos 4 e 5. Na ausência da

leguminosa *M. pogocephala* (T5), o comprometimento do número de espécies pela invasora foi o mais significativo. Portanto, o número de espécies não é um indicador sensível do grau de invasão, já que no tratamento 3, a riqueza de espécies foi similar à riqueza nas parcelas não invadidas. Dessa forma, o número de indivíduos por espécie, dado pela abundância (figura 6), torna-se o indicador escolhido para aferir o grau de invasão. Apesar disso, 44% de toda a variação da riqueza de espécies entre os tratamentos pode ser atribuída à invasora (figura 8).

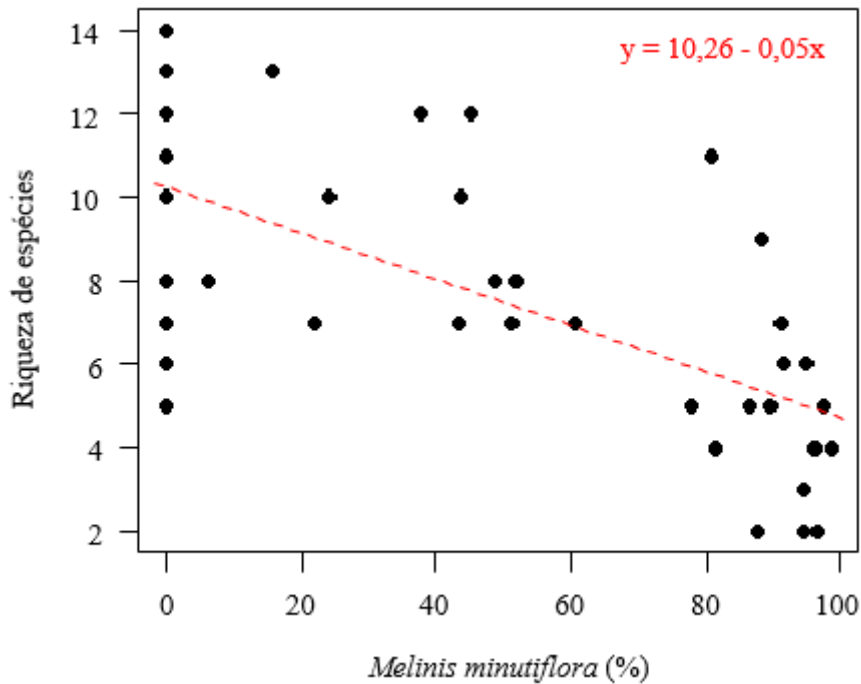


Figura 8 - Relação de causa e efeito entre a quantidade de *M. minutiflora* e a riqueza de espécies. Equação da reta: $Riqueza = 10,26 - 0,05 * Porcentagem\ de\ M.\ minutiflora$. R-quadrado ajustado = 0,4452; $p < 0,001$.

O perfil de diversidade dos tratamentos está apresentado na figura 9, evidenciando que a riqueza (extremo esquerdo do gráfico) do tratamento 3 foi maior que a do tratamento 2, embora os índices de diversidade do tratamento 2 sejam maiores que os do tratamento 3 (tabela 3). Este resultado nos informa que o tratamento 2 apresentou maior equabilidade (extremo direito do gráfico) que o tratamento 3, ou seja, a presença da invasora no início do processo invasivo modificou a representatividade dos indivíduos de cada espécie.

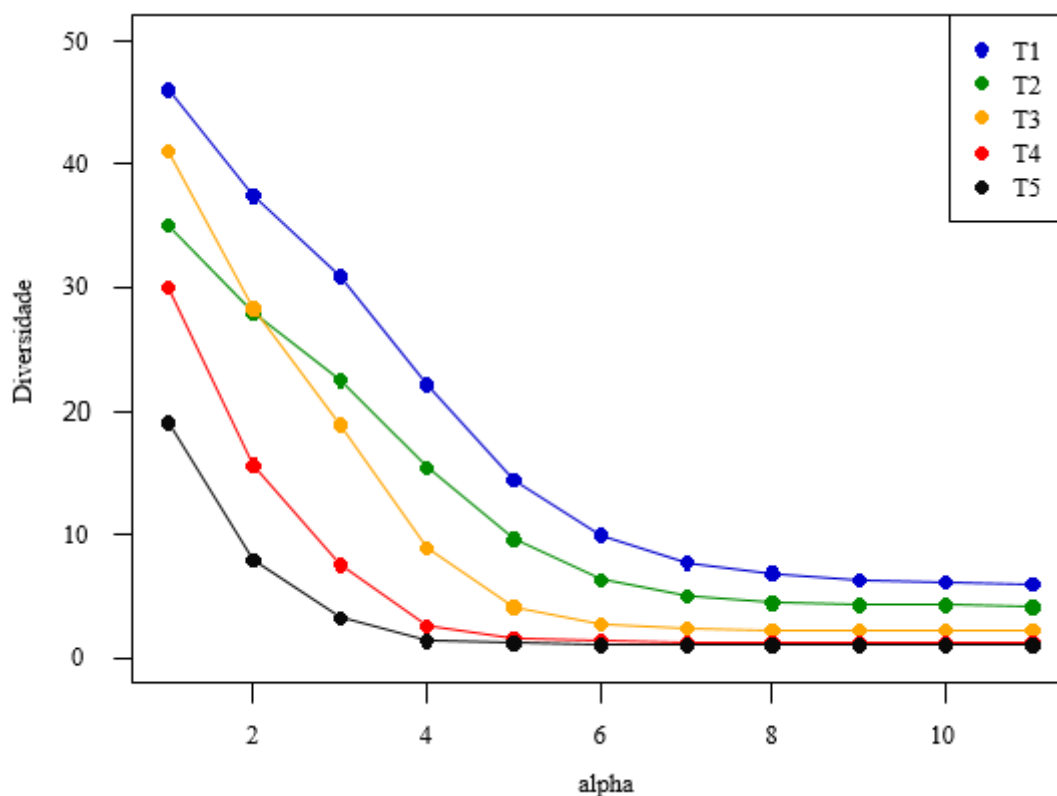


Figura 9 - Perfil de diversidade dos tratamentos T1 a T5. Os pontos do extremo esquerdo do gráfico representam os valores de riqueza de espécies nos tratamentos (T1= 46 espécies; T2= 35 espécies; T3= 41 espécies; T4= 29 espécies e T5= 19 espécies) e os pontos do extremo direito, a equabilidade. Os valores intermediários entre esses pontos extremos representam diferentes índices de diversidade. Legenda: T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

Tabela 3 – Valores dos índices de diversidade de Shannon e Simpson para cada tratamento.

Índice	T1	T2	T3	T4	T5
Shannon	3,09798	2,73888	2,19076	0,93132	0,33058
Simpson	0,93101	0,89506	0,75200	0,32381	0,10453

A análise de similaridade entre tratamentos do ponto de vista qualitativo e quantitativo das espécies está apresentada na figura 10. Esta análise nos comprova que a comunidade de plantas nativas nos tratamentos 1 e 2 foi drasticamente reduzida na sua composição e nas quantidades relativas, logo no início do processo invasivo. Essas alterações foram significativamente maiores conforme o aumento do grau de invasão. A análise de SIMPER (tabela 4), confirma que *M. minutiflora* foi a principal responsável pela dissimilaridade entre os tratamentos, observada na figura 10. Este efeito deletério da invasora sugere alterações profundas nas parcelas por parte da invasora, impedindo a

sobrevivência das nativas. Como esse efeito ocorreu desde o início do processo de invasão ($\leq 50\%$), este efeito inibitório não pode ser atribuído à competição por luz e/ou abafamento (Craine et al., 2013; Lemaire, 2001). Dessa forma, provavelmente, esta inibição estará relacionada à competição por nutrientes (Haynes, 1983) e/ou às interações alelopáticas (D'Antonio et al., 2001; Haynes, 1983; Hoffmann & Haridasan, 2008; Scotti et al., 2012).

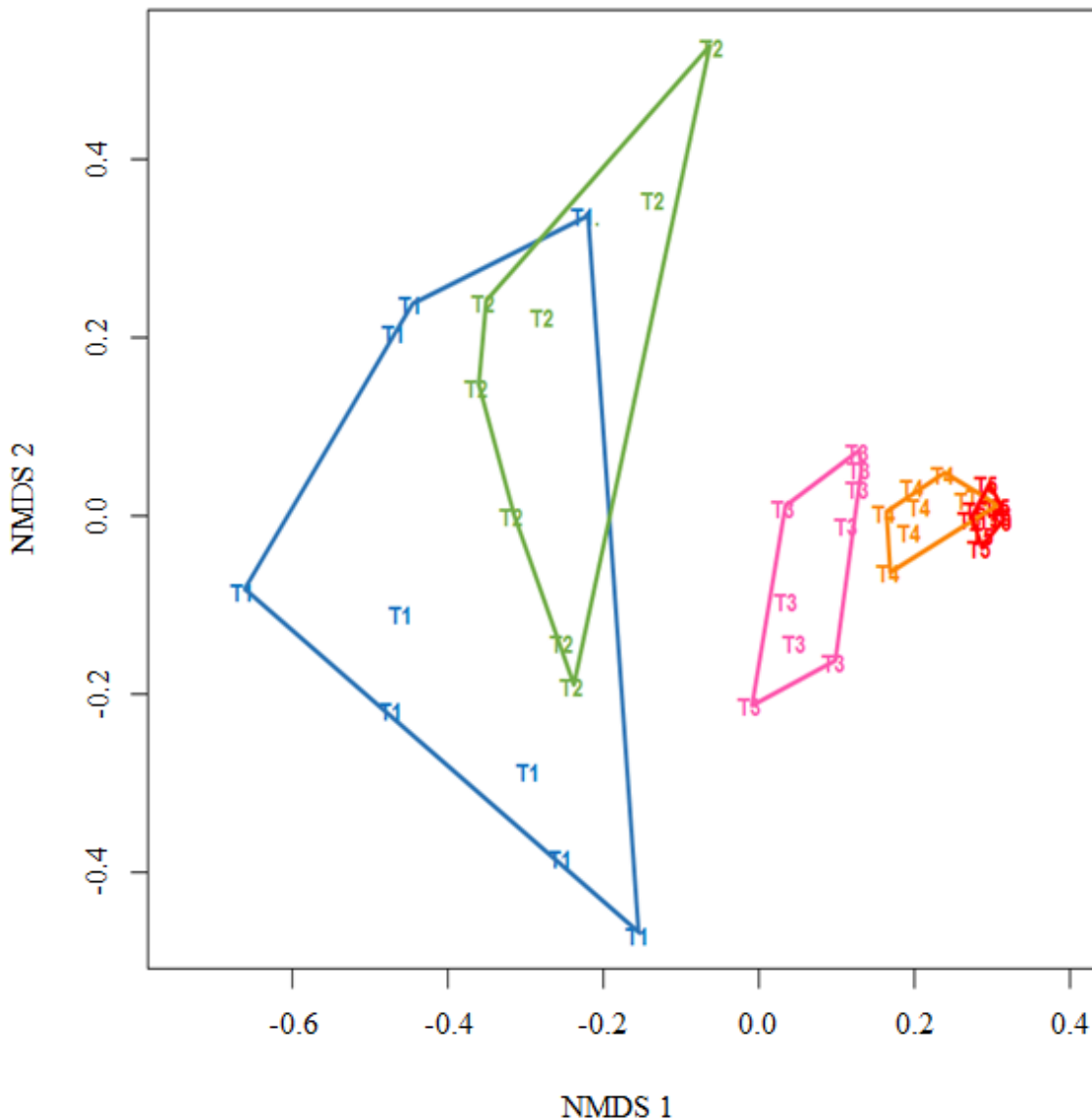


Figura 10 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) baseado no coeficiente de Bray Curtis (stress = 0.1586; $P_{ANOSIM} = 0,001$). Área azul = tratamento 1; área verde = tratamento 2; área rosa = tratamento 3; área laranja = tratamento 4 e área vermelha = tratamento 5.

Tabela 4 – Resultados da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER): contribuição de cada espécie para as dissimilaridades entre os tratamentos observadas no NMDS baseado no coeficiente de Bray Curtis. T1 – espécies nativas, sem invasão e sem *Mimosa pogocephala*; T2 – espécies nativas e *M. pogocephala*, sem invasão; T3 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $\leq 50\%$; T4 – espécies nativas com *M. pogocephala* e invasão $> 50\%$; T5 – invasão total, sem *M. pogocephala*.

Contraste	Espécie	Contribuição	Contraste	Espécie	Contribuição
T1 - T2	<i>Axonopus pellitus</i>	14,34%	T2 - T4	<i>Melinis minutiflora</i>	50,35%
	<i>Paspalum scalare</i>	6,32%		<i>Axonopus pellitus</i>	8,74%
	<i>Trachypogon spicatus</i>	5,86%		<i>Trachypogon spicatus</i>	4,80%
	<i>Poaceae</i> sp. 2	5,39%		<i>Microstachys corniculata</i>	3,72%
	<i>Andropogon ingratus</i>	5,04%		<i>Paspalum scalare</i>	3,43%
T1 - T3	<i>Melinis minutiflora</i>	24,50%	T2 - T5	<i>Melinis minutiflora</i>	58,15%
	<i>Paspalum scalare</i>	8,03%		<i>Axonopus pellitus</i>	8,74%
	<i>Axonopus pellitus</i>	7,78%		<i>Trachypogon spicatus</i>	4,80%
	<i>Poaceae</i> sp. 2	5,07%		<i>Paspalum scalare</i>	3,33%
	<i>Andropogon ingratus</i>	4,06%		<i>Mimosa pogocephala</i>	3,08%
T1 - T4	<i>Melinis minutiflora</i>	47,10%	T3 - T4	<i>Melinis minutiflora</i>	24,60%
	<i>Axonopus pellitus</i>	6,48%		<i>Paspalum scalare</i>	6,21%
	<i>Poaceae</i> sp. 2	4,28%		<i>Mimosa pogocephala</i>	2,72%
	<i>Tibouchina heteromalla</i>	3,60%		<i>Psidium firmum</i>	2,35%
	<i>Andropogon ingratus</i>	3,57%		<i>Maytenus gonoclada</i>	1,83%
T1 - T5	<i>Melinis minutiflora</i>	54,39%	T3 - T5	<i>Melinis minutiflora</i>	31,62%
	<i>Axonopus pellitus</i>	6,48%		<i>Paspalum scalare</i>	6,18%
	<i>Poaceae</i> sp. 2	3,97%		<i>Mimosa pogocephala</i>	2,60%
	<i>Tibouchina heteromalla</i>	3,65%		<i>Psidium firmum</i>	1,95%
	<i>Paspalum scalare</i>	3,57%		<i>Maytenus gonoclada</i>	1,83%
T2 - T3	<i>Melinis minutiflora</i>	26,50%	T4 - T5	<i>Melinis minutiflora</i>	7,31%
	<i>Axonopus pellitus</i>	10,13%		<i>Mimosa pogocephala</i>	2,79%
	<i>Paspalum scalare</i>	8,68%		<i>Microstachys corniculata</i>	1,40%
	<i>Trachypogon spicatus</i>	5,60%		<i>Heteropterys pteropetala</i>	1,08%
	<i>Psidium firmum</i>	4,73%		<i>Vellozia compacta</i>	0,86%

4. Conclusões

O presente trabalho permitiu as seguintes conclusões: (1) as espécies nativas deslocadas inicialmente foram da família Poaceae e, subsequentemente, as demais famílias foram reduzidas a apenas 2% de ocupação; (2) plantas das famílias Fabaceae, Malpighiaceae, Euphorbiaceae e Asteraceae apresentaram tolerância à invasora; (3) o número de indivíduos por espécie foi um bom indicador do grau de invasão; (4) *M. minutiflora* promoveu alterações profundas nas parcelas, desde o início do processo

invasivo; (5) a invasão no PESRM envolveu a competição entre plantas, possivelmente relacionada a fatores nutricionais do solo.

Sugere-se que trabalhos futuros investiguem os mecanismos que conferem resistência de algumas espécies à invasão.

Referências Bibliográficas

Asner, G. P., Beatty, S. W. 1996. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant and Soil* 186:205-211.

Barger, N. N., D'Antonio, C. M., Ghneim, T., Cuevas, E. 2003. Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savana. *Plant Ecology* 167: 31–43.

Baruch, Z., Ludlow, M. M., Davis, R. 1985. Photosynthetic responses of native and introduced C₄ grasses from Venezuelan savannas. *Oecologia* 67: 288-393.

Baruch, Z. 1996. Ecophysiological aspects of the invasion by African grasses and their impact on biodiversity and function of neotropical savannas. In *Biodiversity and savannas ecosystem process* (O.T. Solbrig, E. Medina & J.F. Silva, eds.) *Ecological Studies* 121: 79-93.

Baruch, Z. & Gomez, J. A. 1996. Dynamics of energy and nutrient concentration and construction cost in a native and two alien C₄ grasses from two neotropical savannas. *Plant and Soil* 181: 175-184.

Beck, K. G., Zimmerman, K., Schardt, J. D., Stone, J., Lukens, R. R., Reichard, S., Randall, J., Cangelosi, A. A., Cooper, D., Thompson, J. P. 2008. Invasive species defined in a policy context: recommendations from the Federal Invasive Species Advisory Committee. *Invasive Plant Science and Management* 1:414-442.

Bustamante, M. M. C., Brito, D. Q., Kozovits, A. R., Luedemann, G., Mello, T. R. B., Pinto, A. D., Munhoz, C. B. R., Takahashi, F. S. C. 2012. Effects of nutrient additions on

plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology* 213: 795-808.

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.

Corbin, J. D. & D'Antonio, C. M. 2004. Effects of Exotic Species on Soil Nitrogen Cycling: Implications for Restoration. *Weed Technology*. Volume 18: 1464–1467.

Craine, J. M. & Dybzinski, R. 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Funct Ecol*, 27: 833–840.

D'Antonio, C. M. & Vitousek., P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63–87.

D'Antonio, C. M., Dudley, T., Mack, M. C. 1999. Disturbance and biological invasions. Pages 429–468 in L. Walker, editor. *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

D'Antonio, C. M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. – In: Mooney, H. A. and Hobbs, R. J. (eds), *Invasive species in a changing world*. Island Press, pp. 65 – 93.

D'Antonio, C. M., Hughes, R. F., Vitousek, P. M. 2001. Factors influencing dynamics of two invasive C₄ grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology* 82(1):89-104.

D'Antonio, C. M., & Mack, M. C. 2006. Nutrient limitation in a fire-derived, nitrogen rich Hawaiian grassland. *Biotropica* 38:458–467.

D'Antonio, C. M., Hughes, R. F., Tunison, J. T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications* 21(5):1617-1628.

Dutra, V. F. & Garcia, F. C. P. 2014. Mimosa L. (Leguminosae-Mimosoideae) dos Campos Rupestres de Minas Gerais, Brasil. IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 69, n. 1, p. 49-88.

Ehrenfeld, J. G. 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes Ecosystems. 6: 503–523.

Funk, J. L. & Vitousek, P. M. 2007. Resource-Use Efficiency and Plant Invasion in Low-Resource Systems. Nature, 446, 1079-1081.

Grayston, S. J., Campbell, C. D. 1998. Functional biodiversity of microbial communities in the rhizosphere of hybrid larch (*Larix eurolepis*) and Sitka spruce (*Picea sitchensis*). Tree physiology 16:1031-1038.

Grierson, P. F. & Adams, M. A. 2000. Plant species affect acid phosphatase, ergosterol and microbial P in a Jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) forest in southwestern Australia. Soil Biology & Biochemistry 32:1817-1827.

Grotkopp, E., Rejmanek, M., Rost, T. L. 2002. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (pinus) species. Am Nat 159:396–419.

Haynes, R. J. 1983. Soil acidification induced by leguminous crops. Grass and Forage Science, Oxford, v.38, p.1-11.

Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M. P., Silva, F. J., Azevedo, I. N. C., Marinho, M. S., Albuquerque, A. M. S., Lopes, A. O., Moreira, S. P. 2004. Impact of invasive alien Grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. Diversity and distributions 10:99-103.

Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. Austral Ecology 33:29-36.

- Holle, B. & Simberloff, D. 2005. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86:3212–3218.
- Hughes, R. F., Vitousek, P. M., Tunison, J. T. 1991. Exotic grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Ecology* 72:743–746.
- Hughes, R., F. & Vitousek, P. M. 1993. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Oecologia* 93:557–563.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, vol. 19, p. 707-713.
- Lavergne, C., Rameau, J., Figier, J. 1999. The invasive woody weed *Ligustrum robustum* subsp. walker threatens native forests on La Reunion. *Biological Invasions* 1:377-392.
- Leishman, M. R. & Thomson, V. P. 2005. Experimental evidence for the effects of additional water, nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstone soils. Sydney, Australia. *Journal of Ecology*. 93: 38—49.
- Lemaire, G., 2001. Ecophysiological of Grasslands: Dynamics aspects of forage plant population in grazed swards. Proceedings of the XIX International Grassland Congress, São Pedro, São Paulo (Brasil), 10 - 21 février 2001, 29-37.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10:689-711.
- Mack, M. C., D'Antonio, C. M., Ley, R. E. 2001. Alteration of ecosystem nitrogen dynamics by exotic plants: a case study of C4 grasses in Hawaii. *Ecol. Appl.* 11, 1323–1335.
- Martin, P. H. 1999. Norway maple (*Acer platanoides*) invasion of a natural forest stand: understory consequences and regeneration pattern. *Biological Invasions* 1:215-222.

Martins, C. R., Leite, L. L., Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, v. 28, p. 739-747.

Martins, C. R. 2006. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): Uma espécie invasora do cerrado. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação do Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Distrito Federal.

Matzek, V. 2011. Superior performance and nutrient-use efficiency of invasive plants over non-invasive congeners in a resource-limited environment. *Biological Invasions* 13 (12), 3005-3014.

Melo, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, vol. 8, no. 3, p. 21-27.

Meyer, J. Y. 2004. Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of Eastern Polynesia. *Pacific Science* 58(3): 357-375.

Mitidieri, J. 1983. Manual de gramíneas e leguminosas para pastos tropicais. São Paulo: Nobel/ Universidade de São Paulo.

Ministério do Meio Ambiente. 2006. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília. MMA. 24p.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v.403, p.853-858.

Morris, T. L., Esler, K. J., Barger, N. N., Jacobs, S. M., Cramer, M. D. 2011. Ecophysiological traits associated with the competitive ability of invasive Australian acacias. *Divers Distrib* 17: 898–910.

Nogueira, C. S. B., Scotti, M. R. 2015. The role of native species as biome resistance factors on molasses grass (*Melinis minutiflora* Beauv.) invasion in rupestrian fields in Minas Gerais State. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.

Parker, I. M., D. Simberloff, W. M., Lonsdale, K., Goodell, M., Wonham, P. M., Kareiva, et al. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3–19.

Parsons, J. J. 1972. Spread of african pasture grasses to the American Tropics. *Journal of Range Management* 25:12-17.

Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* 52, 273–288.

Pivello, V. R., Shida, C. N., Meirelles, S. T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 8:1281-1294.

Pivello, V. R., Carvalho V. M. C., Lopes P. F., Peccinini A. A., Rosso, S. 1999b. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a “Cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.

Pivello, V. R. 2008. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia. Info* n. 33.

Pivello, V. R. 2011. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. *Ecologia. Info* 33. Disponível em: <http://www.ecologia.info/cerrado.htm>. Acesso 10/01/2016.

Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça. 2007. Governo do Estado de Minas Gerais. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD. Instituto Estadual de Florestas – IEF.

Prates, H. T., Leite, R. C., Craveiro, A. A., & Oliveira, A. B. 1998. Identification of Some Chemical Components of the Essential Oil from Molasses Grass (*Melinis minutiflora* Beauv.) and their Activity Against Cattle-Tick (*Boophilus microplus*). Journal of the Brazilian Chemical Society, 9(2), 193-197.

Pysek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didziulis, V., Essl, F., Genovesi, P., Gherardi, F., Hejda, M., Kark, S., Lambdon, P. W., Desprez-Loustau, M. L., Nentwig, W., Peergi, J., Poboljsaj, K., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D. B., Shirley, S., Solarz, W., Vilà, M., Winter, M. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107(27):12157-12162.

Pysek, P., Jarosik, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. 2011. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. Global Change Biology 18:1725-1737.

Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S., Rejmanej, M. 2000. Plant invasions – the role of mutualisms. Biological Reviews 75:65-93.

Sanon, A., Béguiristain, T., Cébron, A., Berthelin, J., Ndoye, I., Leyval, C., Sylla, S., Duponnois, R. 2009. Changes in soil diversity and global activities following invasions of the exotic plant, *Amaranthus viridis* L., decrease the growth of native sahelian Acacia species. Microbiology Ecology 70(1):118-131.

Scotti, M. R., Teles, I., Teixeira, A. P., Freitas, I. Ribeiro, B., Muguet, N., Uber-Buceck, E. 2012. The Invasiveness of the Grass *Melinis minutiflora* is Favoured by Fire and Displaces the Endemic Species in Braz. Conference of Terrestrial invasive Plants, p 34. Canada.

Skerman, P. J. & Rivers, F. R. Gramineas tropicales. Roma: FAO, 1992. 849p. (Colección FAO: Producción y Protección Vegetal, 23).

Souza, A., Moraes, M. G., Ribeiro, R. C. L. F. 2005. Gramíneas do cerrado: carboidratos não-estruturais e aspectos ecofisiológicos. *Acta Botanica Brasilica*, 19(1), 81-90.

Suding, K. N. 2013. A leak in the loop. *Nature* 503: 472-473.

Sylvester-Bradley, R., Mosquera, D., Mendez, J. E. 1988. Inhibition of nitrate accumulation in tropical grassland soils: effect of nitrogen fertilization and soil disturbance. *J. Soil Sci.* 39, 407–416.

Toledo, J. M., Schultze-Kraft, R. 1982. Metodologia para la evaluación agronómica de pastos tropicales. In: Toledo, J.M. (ed.). *Manual para la evaluación agronómica*. Red Intercional de Evaluación de pastos Tropicales (RIEPT), Centro Internacional de agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia, 91-110.

União Internacional para Conservação da Natureza – UICN. Disponível em: <http://www.iucn.org/>. Acesso 10/01/2016.

Valery, L., Fritz, H., Lefeuvre, J. C., Simberloff, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*. 10:1345.

Viana, P. L. & Lombardi, J. A. 2007. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, v. 58, n. 1, p. 159-177.

Vincent, R. C. 2004. Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais. 145f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

Vitousek, P. M. & Walker, L. R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59:247-265.

Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem ecology. *Oikos* 57:7–13.

Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84:468–478.

Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M., Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1):1-16.

Werner, C., Zumkier, I., Beyschlag, W., Máguas, C. 2010. High competitiveness of a resource demanding invasive *Acacia* under low resource supply. *Plant Ecology* 206 1:83-96.

Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48:607-617.

Yelenik, S. G., D'Antonio, C. M. 2013. Self-reinforcing impacts of plant invasions change over time. *Nature*, 502: 517-520.

Zaidan, M., Bomediano, C., Bicalho, L., Araujo, P., Marzano, J. P., Santos, H. V., Fonseca, F., Scotti, M.R. 2013. Manejo de *Melinis minutiflora* pelas comunidades locais para controle de incêndios no Parque Estadual da Serra do Rola Moça – MG. Departamento de Botânica ICB/UFMG. 64º Congresso Nacional de Botânica Belo Horizonte.

CHAPTER II

The role of nitrogen cycle in the invasion process of *Melinis minutiflora* P. Beauv. in the Campo Rupestre Biome.

Pâmella C. Dias Ribeiro¹, Maria Rita Scotti Muzzi¹

¹Laboratório de Interação Microrganismo-Planta e Recuperação de Áreas Degradadas, Departamento de Botânica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

Belo Horizonte
2016

ABSTRACT

The “Parque Estadual da Serra do Rola Moça” (PESRM) is a state park located at Espinhaço mountains range of Minas Gerais which is one of the most representative preserved site of “Campo Rupestre” over canga, showing the following plant species dominance: Poaceae > Asteraceae > Fabaceae and Myrtaceae > Melastomataceae and Orchidaceae. However, the grassy fields (or “canga nodular”) have been found invaded by the exotic grass species *Melinis minutiflora* that reached about 60% of occupation constituting a severe threat to biodiversity and survival of the “Campo Rupestre” vegetation. Furthermore, the invasion of this species has favoured the occurrence of annual fires in the Park which has resulted in severe depletion of the native vegetation and enormous environment impact to the region. Conversely, *M. minutiflora* is known to exhibit a high demand for nutrient to its growth, especially nitrogen and as confirmed for the majority of exotic species, one of the main invasive strategy is the alteration of soil nitrogen availability for their own benefit by using several strategies such as nitrogen fixation or by modifying nitrification/denitrification processes involving the N-cycle related soil microbial communities. Therefore, the aim of this study was to study the alterations in the nitrogen cycle promoted by the invasive species *M. minutiflora* in “soils” from “Campo Rupestre” over iron ore having as prevalent leguminous species *Mimosa pogocephala* which is considered endemic to the region. The soil analysis allows us to conclude that the invasiveness of *M. minutiflora* in the “Campo Rupestre” was driven by nutritional demand. The fertility of these soils was related to nitrogen availability, which comes from biological nitrogen fixation promoted by the leguminous species as *Mimosa pogocephala*, based on the N content and ^{15}N signature found in the leaves. The natural soil fertility of the “Campo Rupestre” is relatively high, as recorded by the low C:N ratio, what justify *M. minutiflora* invasion. However, the main strategy of the *M. minutiflora* invasion was related to changes in nitrogen chemical species in the soil by increasing nitrate (NO_3^-) in detriment of ammonium (NH_4^+), being the latter the preferred form by native species, as observed in the soil analysis of total N, NH_4^+ and NO_3^- content. In this way, we can conclude that the success of invasive plants in PESRM could be attributed to the removal of the main N source of native species, the ammonium, which was changed to a nitric form by the invasive species.

Keywords: *Melinis minutiflora*; *Mimosa pogocephala*; nitrogen; nitrate; iron ore outcrops; canga; campo rupestre.

1. Introduction

The Quadrilátero Ferrífero in Minas Gerais State (Brazil) is located at the southern portion of “Espinhaço” mountains range, which altitudes vary from 650 to 1500 m above the sea level. This location has an economic relevance to the country as it was one of the most important gold producing regions in Brazil over centuries and presently it represents one of the largest complexes of iron ore production.

The Quadrilátero Ferrífero is geologically recognized as a Proterozoic Minas Supergroup, mostly highlighted by the Cauê Formation or Cauê Itabirite which hosts a giant hematite-rich iron ore deposits. Minas Supergroup hosts two types of banded iron formations (BIFs), so called dolomitic and quartz itabirites (Spier et al., 2007; Klein & Ladeira, 2000; Spier et al., 2003). The geological cross section of BIFs of Cauê formation shows the formation of the following deposition layers: in surface the canga, followed by friable hematite and compact hematite, and, in the bottom, it is found the phyllites (Spier et al., 2007). The dominant clay type consists mainly of iron oxides (hematite, goethite and magnetite) and aluminum oxides (gibbsite and titanium oxides) (Schaefer et al., 2008). The soils developed from itabirites are perferic according to the Brazilian System of Soil Classification.

These “soils” formed on ironstone outcrops (canga) resulted from the alterations of primary minerals by the action of intemperism and/or lichenic acid production (Cocchietto et al., 2002) since the ironstones are found extensively colonized by different lichens species (Baião, 2012). Therefore, these shallow “soils” are the product of rock dissolution of itabirites rich in Fe_2O_3 (95.8 to 97.8%), plus trace elements such as K_2O (0.06%), MgO (18.5%), CaO (26.19%) and P_2O_5 (0.12%) as described by Spier et al. (2007). Based on the soil horizons profile as the most important soil properties, it was possible to verify the great functional and structural differences with the common agricultural soils.

These “soils” have been considered by many authors as low fertile (Carmo & Jacobi, 2015; Carvalho-Filho et al., 2010; Carvalho-Filho et al., 2015; Costa et al., 2014; Messias et al., 2013; Oliveira et al., 2015; Vincent & Meguro, 2008).

However, a notable and dense vegetation, dominated by native grasses is able to grow directly on ironstones outcrops (Canga) which is known as “Campo Rupestre” (Giulietti & Pirani, 1988; Jacobi et al., 2007; Mourão & Stehmann, 2007; Viana & Lombardi, 2007). A high number of species is found in ironstones outcrops covered by

grasses (so called “canga nodular”) while a lower number of them has been noted distributed as islands of vegetation among the large ironstones outcrops (or “canga couraçada”) as described by Rizzini (1979) and Viana & Lombardi (2007). The latter vegetation occurs in ecological niches surrounded by rock surfaces also called “soil islands” (Conceição & Pirani, 2007; Conceição et al., 2007; Matias et al., 2009) where it was found an extremely high organic matter content (Baião, 2012; Carvalho-Filho et al., 2015). This vegetation shows a notable diversity and high degree of endemism (Giulietti & Pirani, 1988; Borba et al., 2001).

The “Parque Estadual da Serra do Rola Moça” (PESRM) is a state park located at Espinhaço mountains range of Minas Gerais which was created to protect one of the most representative preserved site of “Campo Rupestre” over canga (Viana & Lombardi, 2007) and is surrounded by six iron ore mines. The “Campo Rupestre” vegetation found in this grassy field is composed by herbaceous and shrub species with dominance of following families: Poaceae > Asteraceae > Fabaceae and Myrtaceae > Melastomataceae and Orchidaceae (Viana & Lombardi, 2007). It should be noted the large number of leguminous species, specially of genus *Chamaecrista* and *Mimosa* (Viana & Lombardi, 2007). Interesting is the fact that there is commonly a dominance of a single leguminous species in different areas of “Campo Rupestre” over ironstone outcrops depending on factors as substrate type or altitude. In our particular study area, the prevalent leguminous species is *Mimosa pogocephala* Benth., which is considered endemic in this region and seems to play a key role to the ecosystem fertility.

However, the grassy fields (or “canga nodular”) have been found invaded by the exotic grass species *Melinis minutiflora* P. Beauv. that reached about 60% of occupation constituting a severe threat to biodiversity and survival of the “Campo Rupestre” vegetation (Scotti et al., 2012). The presence of this exotic African pasture grass (Botrel et al., 1999) in the park is due to the massive use of this exotic plants in rehabilitation procedures by the mining companies. The proximity of rehabilitated mining areas to the park allows for seeds to be spread by wind and the *M. minutiflora* to extensively colonize the park substrates. Furthermore, the invasion of this species has favoured the occurrence of annual fires in the Park which has resulted in severe depletion of the native vegetation and enormous environment impact to the region (Scotti et al., 2012).

An extensive literature reports the impacts of *M. minutiflora* (molasses grass) on community and ecosystem processes reducing the biodiversity of native species by competition (D’Antonio et al., 1999; Hoffman et al., 2004; Bustamante et al., 2012) or

favouring the fire (Hughes & Vitousek, 1993; D'Antonio et al., 2000; D'Antonio et al., 2011; Vitousek, 1990; D'Antonio & Corbin, 2003; Levine et al., 2003).

Conversely, the molasses grass is known to exhibit a high demand for nutrient to its growth, especially nitrogen (Asner & Beatty, 1996; Bustamante et al., 2012; Suding, 2013; Sylvester-Bradley et al., 1988; D'Antonio et al., 2001; Barger et al., 2003; Leishman & Thomson, 2005; Yelenik & D'Antonio, 2013). Once the “Campo Rupestre” “soils” are considered to show a low fertility, how a highly nutrient-demand plant as the molasses grass could massively invade the preserved Park at a level as high as 60%?

The majority of exotic species shows as invasive strategy the alteration of soil nitrogen availability for their own benefit by using several strategies such as nitrogen fixation or by modifying nitrification/denitrification processes involving the N cycle-related soil microbial communities (Corbin & D'Antonio, 2004; Yelenik & D'Antonio, 2013; Lannes et al., 2015; Hawkes et al., 2005). These data together with those from leguminous field distribution and invasion degree, allow us to put in focus the role of biological nitrogen fixation and soil nitrogen cycle in invaded areas of “Campo Rupestre”. Therefore, the aim of this study was to study the alterations in the nitrogen cycle promoted by the invasive species *M. minutiflora* in “soils” from “Campo Rupestre” over iron ore outcrops and their impact on the prevalent leguminous species *Mimosa pogocephala* which is considered endemic to the region.

2. Material and methods

2.1. Study area

The study was developed in the Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), located at the central-south region of Minas Gerais state, Brazil, covering partially the municipalities of Belo Horizonte, Brumadinho, Ibirité and Nova Lima (Meyer et al., 2004).

The regional weather is the Cwa type by Köppen classification which presents well-defined rain regime characterized by dry winters and rainy summers (Brandão et al., 1997). The vegetation of the study site (PESRM) is characterized as grassy field over iron ore outcrop or canga nodular (Rizzini, 1979) according to Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça (2007). This vegetation occurs in altitudes superior to

1000m or primary soils with predominant vegetation composed by herbaceous and shrubby species (Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, 2007).

2.2. Experimental design

The experimental site was established in 600 m² or 0.06ha of a grassy field of “canga” and the experimental design was composed by five treatments or plots (4m² per plot) and three replicates, comprising 3 plots/treatment/block and a total of 9 plots/treatment. These treatments were randomly distributed in each block (200m²). These five treatments (figure 1) were composed by: 1 - Plots with native vegetation, without the studied legume species (*Mimosa pogocephala*) and no invasion; 2 - Plots with native vegetation plus *M. pogocephala* and no invasion; 3 - Plots with native vegetation plus *M. pogocephala* and invasion of *M. minutiflora* ≤ 50%; 4 - Plots with native vegetation plus *M. pogocephala* and invasion of *M. minutiflora* > 50%; 5 - Full invasion of *M. minutiflora* without *M. pogocephala*.

For the foliar analyses, the samples were collected from the plants belonging to Malpigiaceae, Asteraceae and Poaceae families and *Mimosa pogocephala* and *Melinis minutiflora* species. The leaves samples were collected from 3 individuals/family or species/treatment/block. The plots sampled were from treatments 1, 2, 3 and 4, since in the treatment 5 no native species of interest in sufficient amounts for analysis were found.

2.3. Species distribution

After the demarcation of plots in field, species occupation and occurrence were measured using the method proposed for Toledo & Schultze-Kraft (1982). This method uses a 1m² quadrant composed of 100 squares of 0,01m² each. The quadrant was placed inside the plots and then the vegetation of each square was identified.

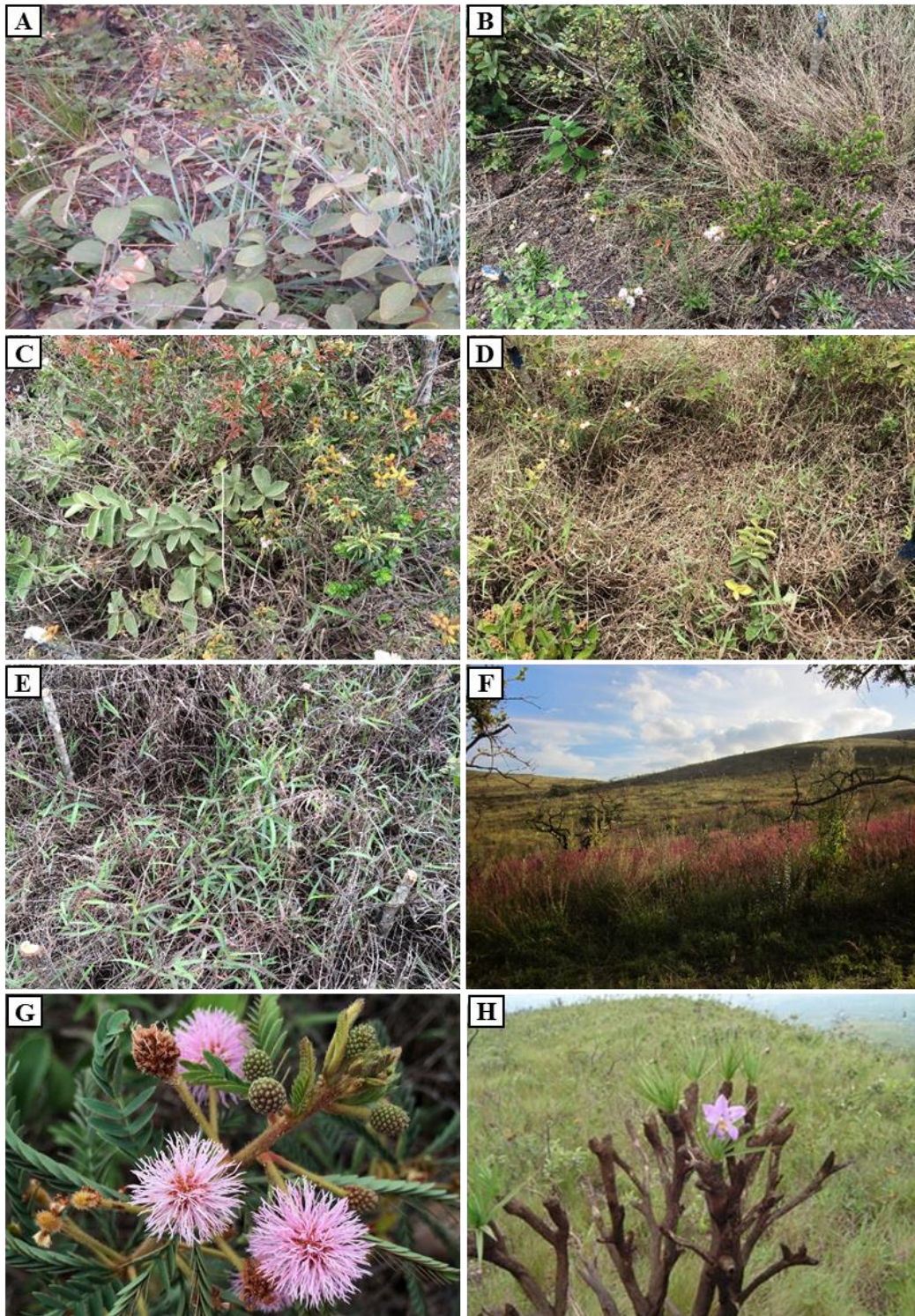


Figure 1. Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Minas Gerais state, Brazil. Legend: (A-E) study site with treatments; (A) T1 – Native species without legume *Mimosa pogocephala* and no invasion; (B) T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; (C) T3 – Native species plus *M. pogocephala* and $\leq 50\%$ of invasion (D) T4 – Native species plus *M. pogocephala* and $> 50\%$ of invasion plus *M. pogocephala*; (E) T5 – full invasion of *M. minutiflora* without *M. pogocephala*; (F) “Campo Rupestre” over ironstone outcrop under invasion of *M. minutiflora* (PESRM); (G) *M. pogocephala*; (H) “Campo Rupestre” over ironstone outcrop with highlight *Vellozia compacta* (PESRM).

2.4. Soil analysis

The soil samples consisted of 2 mixed samples per plot (05cm depth). The chemical analysis was done according Embrapa (1997) methodology. Total inorganic nitrogen was determined by Kjeldahl distillation and N ammonia and nitric were determined according Bremner & Keeney (1965).

2.5. Leaves analysis

Leaf samples were taken in field with triplicates of leaves from 3 individuals of each family or species (Malpigiaceae, Asteraceae and Poaceae families; *Mimosa pogocephala* and *Melinis minutiflora* species) per treatment/block and dried at 70°C for at least 48h and after reaching a constant weight were ground to a fine powder in a ball mill (Glen Creston Ltd.). The samples were then analysed for their total Carbon, Nitrogen and $\delta^{15}\text{N}$ content using an isotope ratio mass spectrometer (Finnigan MAT Delta E, Thermo Electron, Bremen, Germany) coupled to an EA 1110 elemental analyser (Thermo Electron, Milan, Italy). The abundance of ^{15}N was expressed in “delta” notation (δ), which is the deviation per thousand (‰) of ^{15}N abundance of the sample in relation to the international standard (i.e. atmospheric N_2 , which has an atom% of $^{15}\text{N} = 0,3663$; Unkovich et al., 2008):

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = \frac{(\text{sample atom\% } ^{15}\text{N} - 0,3663) \times 1000}{0,3663}$$

2.6. Data analysis

All data were submitted to analysis of variance test (ANOVA) and means were compared using the Tukey test at the 5% probability level or to non-parametric Kruskal-Wallis test (at the 5% probability level), when the assumptions of ANOVA were not met.

All analysis were conducted in the statistics software “R” (v.3.2.2).

3. Results and discussion

Figure 2 shows the species occupation index in plots under different treatments. The occupation index of native species in the “Campo Rupestre” was approximately 80% and the remaining 20% consisted of rocky outcrop (T1). In the plots where *Mimosa*

pogocephala was included, its occupation index was roughly at 5% independently of treatment (T2, T3 and T4). The *Melinis minutiflora* invasion process occurred firstly by displacing the native species (T3) and, sequentially by occupying the open spaces (T4 and T5), reaching almost 100% of occupation. Therefore, the invasive plant produced more biomass than the native species as previously described for other invasive plants (Mack, 2000; Hoffmann & Haridasan, 2008). Such invasive behavior showed by *M. minutiflora* might be related to a nutritional demand (Bustamante et al., 2012; D'Antonio & Mack, 2006; Hoffmann & Haridasan, 2008; Barger et al., 2003), particularly nitrogen which is the limiting nutrient in the majority of biomes (D'Antonio & Mack, 2006; McKinley & Blair, 2008; Laungani & Knops, 2009).

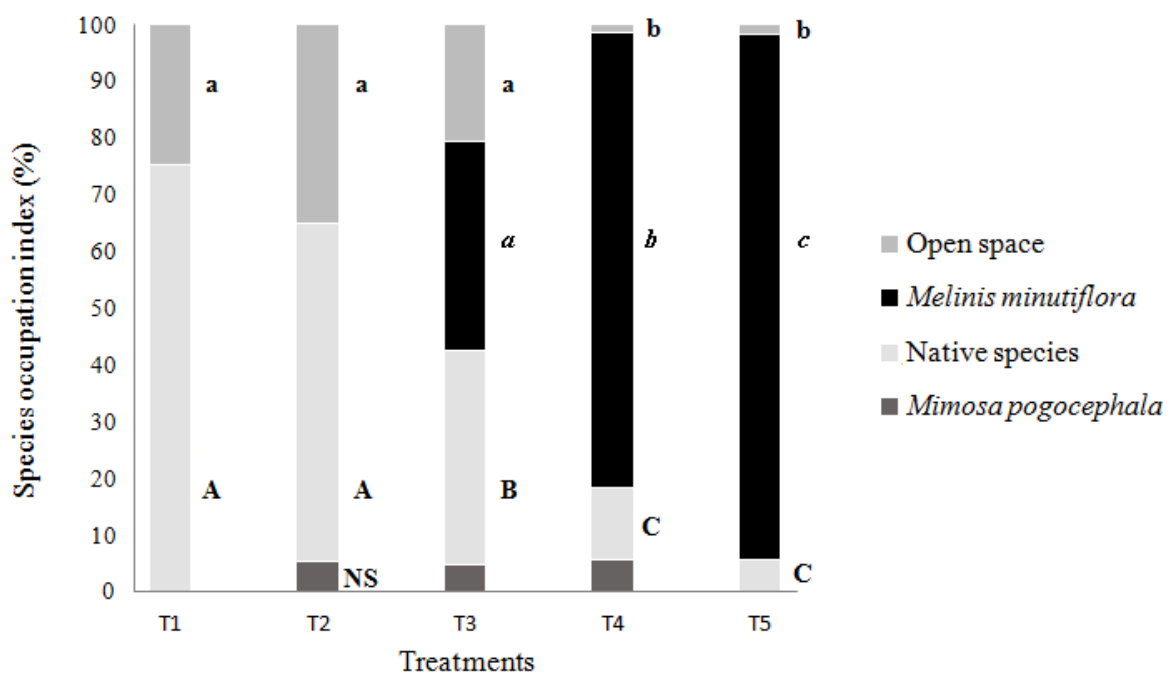


Figure 2. Occupation index of vegetation and open spaces in plots from the treatments T1 to T5: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 –Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion \leq 50% of invasion; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $>$ 50%; T5 – full invasion of *Melinis minutiflora* without *M. pogocephala*. Different letters represent significant differences between groups.

Based on this premise, the high biomass production by the invasive grass to successfully invade the biome greatly depends on soil nitrogen availability as described by Laungani & Knops (2009) since the Poaceae family species show an elevated leaf C:N ratio in relation to leguminous species (James, 2008). Indeed, the invasive species showed the lowest leaf nitrogen (T3: $p < 0,001$; T4: $p = 0,001$) and carbon (T3: $p = 0,0195$) contents, compared to *Mimosa pogocephala* (figure 3 A and B). In contrast, *M. pogocephala* presented a higher C content (T2: $p = 0,02$; T3: $p = 0,008$) than all the Poaceae

plants as well as the highest N content (T2: $p < 0,001$; T3: $p < 0,001$). Figure 3 C shows that the leaf C:N ratio was significantly lower in *M. pogocephala* leaves in the treatments 2 (*M. pogocephala*-Poaceae species: $p = 0,005$), 3 (*M. pogocephala*-Asteraceae species: $p = 0,02$; *M. pogocephala*-*Melinis minutiflora*: $p = 0,007$; *M. pogocephala*-Poaceae species: $p = 0,012$) and 4 (*M. pogocephala*-*M. minutiflora*: $p = 0,006$). In contrast, the C:N ratio found in *M. minutiflora* leaves was high (T3: *M. minutiflora*-*M. pogocephala* $p = 0,007$; T4: *M. minutiflora*-Malpighiaceae species $p = 0,04$; T4: *M. minutiflora*-*M. pogocephala* $p = 0,006$) and comparable to results previously described by Asner & Beatty (1996) in Hawaii. As expected, the highest N leaf content and the lowest C:N ratio achieved for leguminous species highlight the role of these plants to maintain the fertility of “Campo Rupestre”. Furthermore, this species was extensively found nodulated by *Burkholderia* species in all the studied site (data not showed).

Among the main mechanisms that plant species can modify ecosystems nitrogen pool, biological nitrogen fixation appear to play a major role in invaded sites (Vitousek & Walker, 1989; Vitousek et al., 1987; Laungani & Knops, 2009). In fact, our results suggest that the nitrogen source in the “Campo Rupestre” might come from biological nitrogen fixation (BNF) since the N leaf concentration recorded for *Mimosa pogocephala* (1,5-2,0%) was high and compatible to native leguminous species from different locations in Brazil (Bustamante et al., 2004; Freitas et al., 2010). Also, the significant lowest leaf C:N content recorded for *M. pogocephala* suggest that this species is likely to be a pivotal source of N-organic matter to all the species in the biome, possibly constituting a positive feedback mechanism for *M. minutiflora* invasion (Vitousek & Walker, 1989; Vitousek et al., 1987; Laungani & Knops, 2009; Mangla et al., 2011; Suding, 2013).

In fact, the differences of natural abundance of $\delta^{15}\text{N}$ among the leguminous species (*Mimosa pogocephala*) and reference species (non-legumes species) suggest that the possible origin of N content of *M. pogocephala* leaves (figure 4) is likely to come from BNF. The $\delta^{15}\text{N}$ values of N fixing species are relatively more negative than the reference species due to the isotopic atmospheric discrimination promoted by nitrogen fixing bacteria (Evans, 2001; Reis et al., 2010). Therefore, the measurement of leaf $\delta^{15}\text{N}$ abundance under natural conditions can help distinguishing the potential N_2 fixing plants from non-fixing plants (Hogberg, 1997; Boddey et al., 2000; Freitas et al., 2010; Pons et al., 2007; Templer et al., 2012; Virginia & Delwiche, 1982). Accordingly, the intense depleted signal of $\delta^{15}\text{N}$ associated to the higher N content and the lower C:N ratio of *M.*

pogocephala leaves, confirm the contribution of BNF to the growth of *M. pogocephala* as well as to the N fertility of “Campo Rupestre” soils.

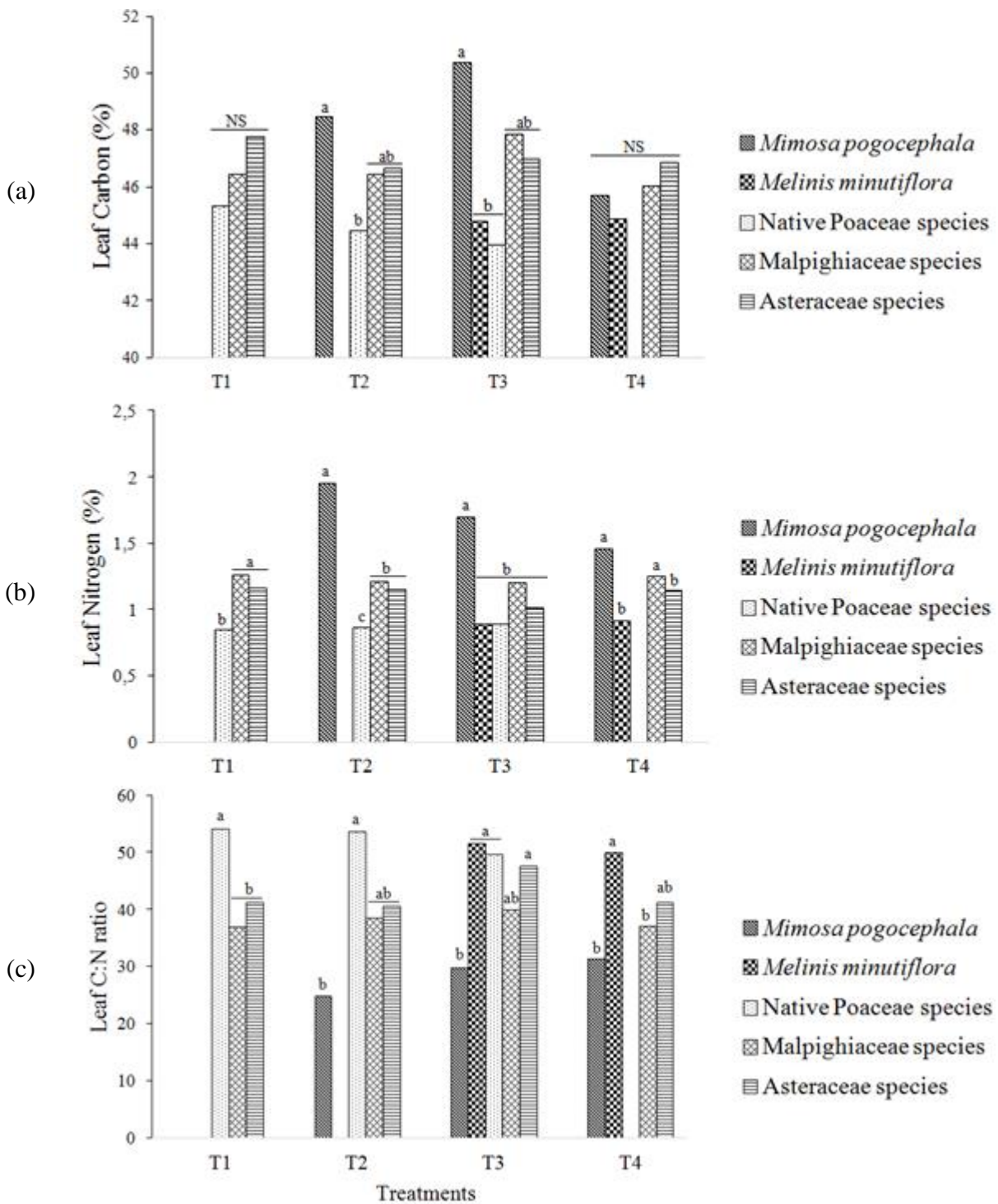


Figure 3. Contents of nitrogen (a), carbon (b) and carbon/nitrogen ratio (c) in leaves of *M. pogocephala*, *M. minutiflora*, Poaceae native species, Malpighiaceae and Asteraceae species from treatments T1 to T4. The bars represent the means \pm SEM (standard error of the mean). Treatments: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$ of invasion; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$. Different letters represent significant differences between groups.

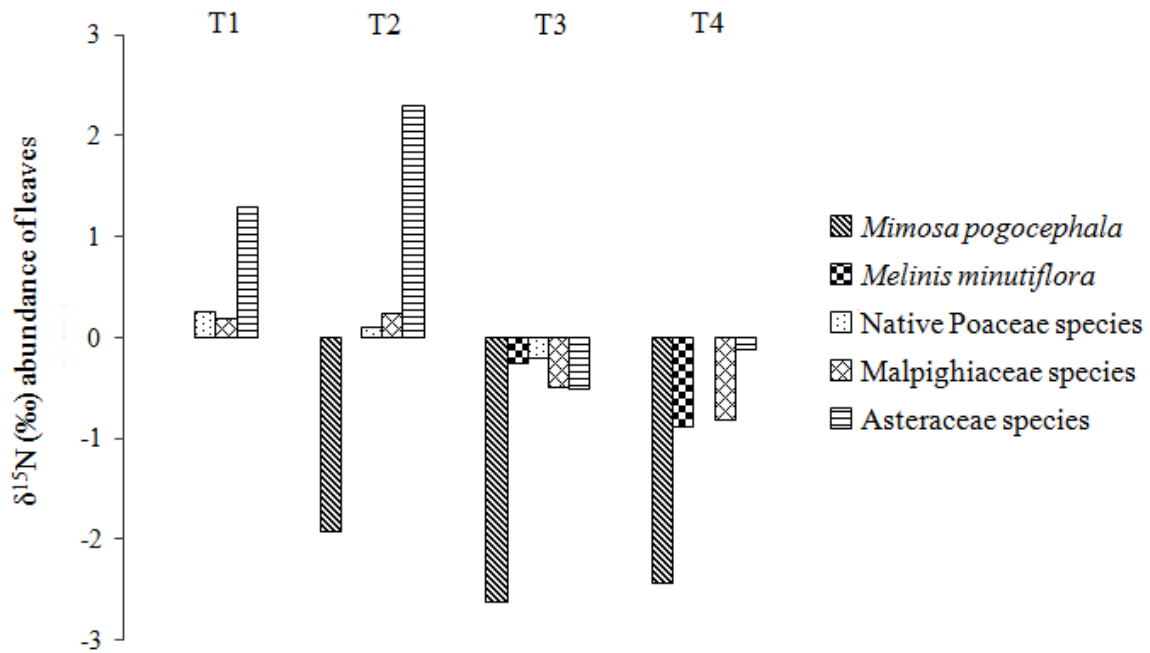


Figure 4. Natural abundance of isotope $\delta^{15}\text{N}$ leaves from *M. pogocephala*, *M. minutiflora*, native Poaceae, Malpighiaceae and Asteraceae species in the treatments T1 to T4 as follows : T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$.

However, the soil fertility of “Campo Rupestre” has been considered to be very low (Vincent & Meguro, 2008; Messias et al., 2013; Carmo & Jacobi, 2015) what is incongruent with the high plant biodiversity and endemism (Viana & Lombardi, 2007) as well as with the massive presence of the invasive species, which generally show a high nutrient demand and reaches dominance in more productive sites (D’Antonio et al., 2001; Barger et al., 2003). Indeed, our results of soil nutrients content from the study site (table 1) did not appear to confirm this assumption. In comparison to soils from different Brazilian biomes (table 2), the “Campo Rupestre” of grassy field showed quite a similar nutrient contents to other soils from native vegetation, except for cations Ca and Mg.

Itabirites rocks besides presenting elements in its composition such as K_2O , MgO , CaO and P_2O_5 (Spier et al., 2007), are highly colonized by lichens with dominance of genus *Parmelia* sp., *Cladonia* sp. and *Caloplaca* sp. (Baião, 2012). These lichens can produce lichenic acid favoring rock dissolution (Cocchietto et al., 2002; Resende et al., 1996). The source of these inorganic nutrients probably is related to rock intemperism or lichens acid attack to the “canga” which is known to be a continuous and slowly process. These pulses of nutrient release from the rock plus those from litter decomposition may be enough to sustain the native vegetation.

Table 1. Physical and chemical analysis of soil samples from following Treatments: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $\leq 50\%$; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $> 50\%$; T5 – full invasion without the presence of *M. pogocephala*. pH, soil organic matter content (O.M.), Phosphorus (P), Potassium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), cation exchange capacity (C.E.C.), Carbon (C), total Nitrogen (Total N) and Carbon-to-Nitrogen ratio (C:N).

Treatment	Block	pH	O.M. (%)	P (ppm)	K (cmol/dm ³)	Mg (cmol/dm ³)	Ca (cmol/dm ³)	C.E.C. (meq/100g)	C (%)	Total N (%)	C:N
T1	B1	4,3	15,0	4	0,12	0,18	1,60	11,8	8,70	0,35	24,55
	B2	4,2	5,4	3	0,10	0,17	1,57	6,8	3,13	0,29	10,66
	B3	4,2	5,1	4	0,12	0,18	1,53	7,0	2,96	0,26	11,33
T2	B1	4,3	13,0	3	0,10	0,17	1,31	9,5	7,54	0,31	24,53
	B2	4,2	6,3	4	0,09	0,19	1,42	6,9	3,65	0,39	9,27
	B3	4,4	5,2	3	0,09	0,19	1,42	6,3	3,02	0,30	10,10
T3	B1	4,3	15,0	3	0,11	0,29	1,88	13,9	8,70	0,43	20,16
	B2	4,4	4,8	3	0,11	0,37	2,01	6,4	2,78	0,11	26,12
	B3	4,7	6,0	4	0,10	0,40	1,87	6,2	3,48	0,41	8,42
T4	B1	4,4	6,8	4	0,10	0,20	1,13	7,7	3,94	0,26	15,21
	B2	4,5	4,3	3	0,12	0,22	1,20	5,7	2,49	0,19	13,04
	B3	4,9	4,3	2	0,06	0,23	1,17	5,2	2,49	0,29	8,65
T5	B1	5,1	8,1	3	0,06	0,38	1,97	6,6	4,70	0,34	13,96
	B2	5,6	5,1	4	0,08	0,40	2,13	5,0	2,96	0,15	19,13
	B3	5,3	4,1	3	0,08	0,42	2,04	5,2	2,38	0,26	9,11

Table 2. Soil nutrients content under different Brazilian undisturbed vegetation types. Soil organic matter content (O.M.), Phosphorus (P), Potassium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), cation exchange capacity (C.E.C.), base sum (BS) and base saturation (V%).

Reference	Moreno & Schiavini, 2001		Moraes et al., 1999	Pagano et al., 2011	Results from native plots (T1 and T2)	
Variables / Vegetation Type	Gallery forest Cerrado	Tropical forest Cerrado	Cerradão	Atlantic Forest	Caatinga	Campo Rupestre
pH	5,20	5,80	5,08	3,02	5,80	4,30
O.M. (dag/Kg or %)	4,00	3,20	2,40	5,90	1,20	8,33
P (mg/dm ³ or ppm)	5,34	2,25	1,65	5,29	3,66	3,50
K (cmol/dm ³)	0,20	0,28	0,17	0,19	0,22	0,10
Mg (cmolc/dm ³)	1,18	1,44	0,49	0,78	0,35	0,18
Ca (cmol/dm ³)	3,92	3,86	1,06	5,10	2,03	1,48
C.E.C. (cmolc/dm ³)	5,48	5,60	2,10	4,71	3,70	8,05
BS	5,30	5,60	1,72	-	-	-
V%	50,38	63,08	24,90	-	78,00	-

Surprisingly, the soil organic matter (SOM) values were found to be much more elevated (table 2) than those found in other biomes such as the undisturbed Atlantic forest

and Amazon soils. Such a high SOM levels were also found previously by our team (Baião, 2012), who demonstrated elevated amounts of humic acids into vegetation islands of the “Campo Rupestre”. The similarity of soil nutrient profiles among “Campo Rupestre” soils and different natural and undisturbed ecosystems in Brazil suggests that this biome is unlikely to be considered infertile but in climax equilibrium. The low fertility attributed to some soils from natural ecosystems seems to be based on the fertility criteria used for agronomic purposes. In fact, if we use the current agronomic classification of soil fertility reference in Brazil (Alvarez et al., 1999), most or even all natural ecosystems soils would be considered as infertile. Assuming that agricultural managed sites cannot be compared to a balanced and nutrient-rationed soil from a natural vegetation under structural nor functional aspects, another kind of soil fertility must be taken into consideration. As defined by Marrs (1993) the fertility is a function of the combined effects of all ecosystem processes which produce a supply of essential nutrients for plant uptake.

As known by the literature, nitrogen is considered to be the most limiting soil nutrient (Aber et al., 1989; Howarth & Marino, 2006). Thus, soil fertility has long been evaluated by the C:N ratio, both in agricultural or natural ecosystems (Lange et al., 2014). Based on this parameter, most of natural ecosystems in Brazil are N-limited but shows a low C:N ratio (table 3). Accordingly, we recorded also a low C:N ratios at the study site (table 1) compatible with the other undisturbed soils (table 3). The lowest values were found at plots where the native plants were associated with *M. pogocephala* (T2) with concomitant high mean soil N values ($\pm 3,0\text{g/kg}$). Therefore, the greater soil fertility associated with the presence of this leguminous species may explain the aggressive invasion of agropastoral *M. minutiflora* species (Botrel et al., 1999) that present a high nutritional demand particularly for nitrogen (Sylvester-Bradley et al., 1988; D’Antonio et al., 2001; Barger et al., 2003; Leishman & Thomson, 2005).

The total soil N content was significantly higher in the treatments T1 and T2 than treatment T4 (figure 5 A) and the soil N–ammonium (figure 5 B) was significantly higher in the plots with native species (T1 and T2), especially in the presence of *M. pogocephala* (T2). These results indicate the native species may use N-NH_4^+ as nitrogen source since the concentration of this chemical species increased significantly only in plots 1 and 2.

Table 3. Nitrogen soil content in different undisturbed biomes.

Biome	Soil N content (g/kg)	C:N ratio	Reference
Amazon forest	2,37	12,30	Neill et al. 1997
Amazon forest	2,10	15,09	Hughes et al. 2002
Amazon basin pasture	1,60	16,07	Hughes et al. 2002
Amazon	3,70	-	Smith et al. 1998
Cerrado forest	2,50	14,50	Groppo et al. 2015
Cerrado pasture	1,80	15,60	Groppo et al. 2015
Atlantic forest (Linhares)	1,50	13,00	Pinheiro et al. 2010
Cerrado	1,00	17,00	Maquere et al. 2008
Atlantic forest coastal semideciduous forest	2,00	19,80	Freitas et al. 2015
Cerrado native vegetation	1,20	13,00	Franco et al. 2015
Sugarcane cropping	0,80	13,50	Franco et al. 2015
Pasto	0,70	13,60	Franco et al. 2015

Plant roots present uptake systems for both nitrate and ammonium with different affinities (Xu et al., 2012), via the expression of different protein transporters which will depend on the soil N-form and its concentration (Nacry et al., 2013). Since soil microorganisms show substantially faster initial uptake of all N forms, these communities may compete with plants for this nutrient (Kuzyakov & Xu, 2013). As under undisturbed sites the first chemical species produced is ammonium (NH_4^+) as result of decomposition of organic matter, this compound is likely to be the target of competition among plants and microorganisms. On the other hand, the assimilation of NH_4^+ is more energetically efficient when compared with nitrate (NO_3^-) because NH_4^+ can be directly incorporated into glutamate via an NH_4^+ assimilation pathway. Nitrate, on the other hand, have higher mobility (Brady & Weil, 1999). In this way, the environmental conditions in undisturbed sites may favour the uptake of NH_4^+ by plants and microorganisms especially under grassy vegetation (Nordim et al., 2001). Accordingly, our results confirm *Mimosa pogocephala* litter as the major nitrogen source for N in this biome and NH_4^+ as the preferred N-form used by native plants.

On the other hand, the plots invaded by *M. minutiflora* showed a very low NH_4^+ content (T3, T4, T5) independently of the invasion degree. In contrast, a high nitrate concentration was found only in the invaded plot-T3 (figure 5 C), suggesting that invasive plant can use preferentially nitrate, since this chemical species was amply produced after the invasion.

Many reports have shown a strong relation between the invasiveness and changes in nitrogen cycle by generally increasing of NH_4^+ and/or NO_3^- availability in soil after invasion (Chen et al., 2009; Matzek, 2011; Corbin & D'Antonio, 2004). However, the

direction and extent of such effect vary greatly as mentioned by Ehrenfeld (2003), who suggested a species-specific interaction among invasive species, invaded community and environmental factors such as the soil type.

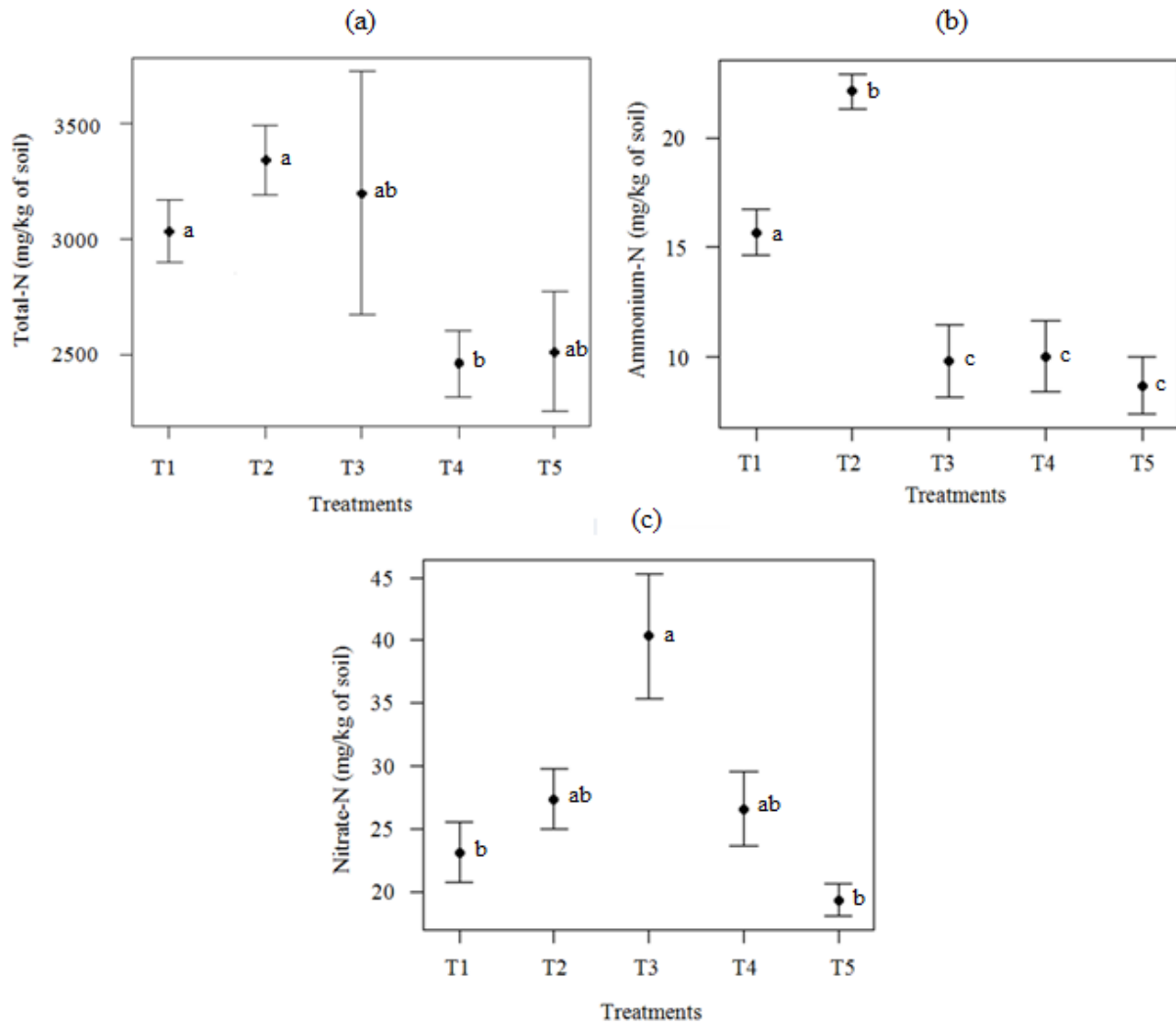


Figure 5. Mean values \pm SEM (standard error bars) of total N, ammonium-N and nitrate-N in soil samples of the treatments T1 to T5 as follows: T1 – Native species without *Mimosa pogocephala* and no invasion; T2 – Native species plus *M. pogocephala* and no invasion; T3 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion \leq 50%; T4 – Native species plus *M. pogocephala* and invasion $>$ 50%; T5 – full invasion by *M. minutiflora* without *M. pogocephala*. Different letters represent significant differences between groups.

Conversely, while ammonium was reported as a positive feedback signal by invasive plants (Mangla et al., 2011), we found that nitrate was the chemical nitrogen species improved by *M. minutiflora* at the beginning of invasive process (T3). When the invasive grass reaches its highest invasiveness degree (T4 and T5), there was a reduction of soil nitrate and NH_4^+ what may be related to a decline of soil fertility (C:N) promoted by the massive invasion as suggested by D'Antonio et al. (2011).

M. minutiflora reaches its maximum invasiveness degree just before the dry season when the senescence of this plant takes place. After this, there is a return of the leaf N to the soil via litter decomposition (Asner & Beatty, 1996) or by fire (Mistry & Berardi, 2005; D'Antonio, 2000), becoming more nutrients available and favouring the re-growth of the species and creating a positive feedback (Yelenik & D'Antonio, 2013).

The mechanism by which molasses grasses increases the nitrate availability in the soil is possibly related to the improvement of nitrifying microbial community as previously demonstrated by Hawkes et al. (2005). These authors observed that an invasive exotic grasses doubled gross nitrification rates by increasing the abundance of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) in soil. In contrast, Ishikawa et al. (2003) observed an inhibition of the nitrification process by the invasive species *Brachiria humidicola* by the suppression of AOB in the soil. However, these authors failed to find such inhibitory effect by *M. minutiflora* over this microbial population. Therefore, the increase of nitrate content promoted by *M. minutiflora* is likely to be due to the stimulation of the AOB populations.

Therefore, based on our results, the use of N-fertilization for rehabilitation procedures in the “Campo Rupestre” should be strictly avoided since it would favour the *M. minutiflora* growth and invasion.

4. Conclusions

Concluding: (1) The invasiveness of *M. minutiflora* in the “Campo Rupestre” is driven by nutritional demand; (2) The natural soil fertility of the “Campo Rupestre” as recorded by C:N ratio, is relatively high and allows for the *M. minutiflora* invasion; (3) The fertility of these soils is related to nitrogen availability, which comes from biological nitrogen fixation promoted by leguminous species as *Mimosa pogocephala*; (4) The main strategy of the *M. minutiflora* invasion is related to changes in nitrogen chemical species in the soil by increasing nitrate in detriment of ammonium, being the latter the preferred form by native species; (5) The increase in nitrification process by the invasive plant possibly occurs by the stimulation of nitrifying microbial communities; (6) The effect of invasion over the displacement of native species seems to be related to N-starvation; (7) The N-fertilization of “Campo Rupestre” sites for rehabilitation purposes should be strictly avoided because it would favor the growth and invasiveness of *M. minutiflora* species.

References

Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., Melillo, J. M. 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *Bioscience*, 39(6), 378–386.

Alvarez, V. V. H., Novaes, R. F., Barros, N. F., Cantarutti, R. B., Lopes, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: Ribeiro, A. C., Guimarães, P. T. G.; Alvarez, V. V. H. (Ed.). *Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5. Aproximação*. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 25-32.

Asner, G. P. & Beatty, S. W. 1996. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant and Soil*. 186:205-211.

Baião, E. B. 2012. Estudo da contribuição de *Mimosa calodendron* e da dupla simbiose de bactérias fixadoras de nitrogênio e fungos micorrízicos para fertilidade do campo rupestre da Serra do Rola Moça. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Minas Gerais.

Barger, N. N., D'Antonio, C. M., Ghneim, T., Cuevas, E. 2003. Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savana. *Plant Ecology* 167: 31–43.

Boddey, R. M., Peoples, M. B., Palmer, B., Dart, P. 2000. Use of the ¹⁵N natural abundance technique to quantify biological nitrogen fixation by woody perennials. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 57, 235–270.

Borba, E. L., Felix, J. M., Solferini, V. N., Semir, J. 2001. Flypollinated Pleurothallis (Orchidaceae) species have high genetic variability: evidence from isozyme markers. *American Journal of Botany* 88: 419-428.

Botrel, M. A., Alvim, M. J., Xavier, D. F. 1999. Avaliação de gramíneas forrageiras na região sul de Minas Gerais. *Pesq. agropec. bras.*, 34: 83-689.

Brady, N. C. & Weil, R. R. 1999. *The Nature and Properties of Soil* 12th edn, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.

Brandão, M., Ferreira, P. B. D., Araújo, M. G. 1997. Mais uma contribuição para o conhecimento da cadeia do Espinhaço em Minas Gerais – VI: Serra do Rola Moça. *Daphne* 7(4):50-64.

Bremner, J. M., Keeney, D. R. 1965. Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by steam-distillation methods. In: BLACK, C.A. (Ed.). *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties*. Madison: American Society of Agronomy. Soil Science Society of America, p.1191-1206.

Bustamante, M. M. C., Brito, D. Q., Kozovits, A. R., Luedemann, G., Mello, T. R. B., Pinto, A. D., Munhoz, C. B. R., Takahashi, F. S. C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology* 213: 795-808.

Bustamante, M. M. C., Martinelli, L. A., Silva, D. A., Camargo, P. B., Klink, C. A., Domingues, T. F., Santos, R. V. 2004. ¹⁵N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savannas (Cerrado). *Ecological Applications* 14 (Suppl.): 200–213.

Carmo, F. F. & Jacobi, C. M. 2015. Diversity and plant trait-soil relationships among rock outcrops in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant and soil*, pp 1-14.

Carvalho Filho, A., Indab, A. V., Finkb, J. R., Curic, N. 2015. Iron oxides in soils of different lithological origins in Ferriferous Quadrilateral (Minas Gerais, Brazil) *Applied Clay Science*. 118: 1–7.

Carvalho Filho, A., Curi, N., Shinzato, E. 2010. Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* (1977. Impressa), v. 45, p. 903-916.

Chen, B. M., Peng, S. L., Ni, G. Y. 2009. Effects of the invasive plant *Mikania micrantha* H.B.K. on soil nitrogen availability through allelopathy in South China. *Biological Invasions* 11: 1291-1299.

Cocchietto, M., Skert, N., Nimis, P. L., Sava, G. 2002. A review on usnic acid, an interesting natural compound. *Naturwissenschaften*, 89, pp. 137–146.

Conceição, A. A. & Pirani, J. R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. *Rodriguésia* 58: 193-206.

Conceição, A. A., Pirani, J. R., Meirelles, S. T. 2007. Floristics, structure and soil of insular vegetation in four quartzite-sandstone outcrops of “Chapada Diamantina”, northeast Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 641-656.

Corbin, J. D. & D’Antonio, C. M. 2004. Effects of Exotic Species on Soil Nitrogen Cycling: Implications for Restoration. *Weed Technology*. Volume 18: 1464–1467.

Costa, S. A. D., Ker, J. C., Simões, D. F. F., Fontes, M. P. F., Fabris, J. D., Andrade, F. V. 2014. Pedogênese e classificação de latossolos desenvolvidos de itabiritos no quadrilátero ferrífero, MG. *R. Bras. Ci. Solo*, 38:359-371.

D’Antonio, C. M., Dudley, T., Mack, M. C. 1999. Disturbance and biological invasions. Pages 429–468 in L. Walker, editor. *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

D’Antonio, C. M., Tunison, J. T., Loh, R. K. 2000. Variation in the impact of exotic grasses on native plant composition in relation to fire across an elevation gradient in Hawaii. *Austral Ecology* 25, 507–522.

D’Antonio, C. M. 2000. Fire, plant invasions, and global changes. – In: Mooney, H. A. and Hobbs, R. J. (eds), *Invasive species in a changing world*. Island Press, pp. 65 – 93.

D'Antonio, C. M., Hughes, R. F., Vitousek., P. M. 2001. Factors influencing dynamics of two invasive C₄ grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology* 82(1):89-104.

D'Antonio, C. M. & Corbin, J. D. 2003. Effects of plant invaders on nutrient cycling: Using models to explore the link between invasion and development of species effects. Pages 363–384 in C. D. Canham, J. J. Cole, and W. K. Laurenroth, editors. *Models in ecosystem science*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

D'Antonio, C. M., & Mack, M. C. 2006. Nutrient limitation in a fire-derived, nitrogen rich Hawaiian grassland. *Biotropica* 38:458–467.

D'Antonio, C. M., Hughes, R. F., Tunison, J. T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications* 21(5):1617-1628.

Ehrenfeld, J. G. 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes Ecosystems. 6: 503–523.

Evans, J., McNeill, A. M., Unkovich, M. J., Fettell, N. A., Heenan, D. P. 2001. Net nitrogen balances for cool-season grain legume crops and contributions to wheat nitrogen uptake: a review. *Aust J Exp Agric* 41:347–359.

Franco, H. C. J. et al. 2015. Residual recovery and yield performance of nitrogen fertilizer applied at sugarcane planting. Piracicaba, Brazil. *Sci. agric.* Vol.72, n.6, pp.528-534.

Freitas, A. D. S., Sampaio, E. V. S. B., Santos, C. E. R. S., Fernandes, A. R. 2010. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid Caatinga. *Journal of Arid Environments*. 74: 344–349.

Giulietti, A. M. & Pirani, J. R. 1988. Patterns of geographical distribution of some plant species from Espinhaço range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In: P.E. Vanzolini & W.R. Heyer (eds). pp. 39-69. *Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.

Grosso, J. D., Lins, S. R. M., Camargo, P. B., Assad, E. D., Pinto, H. S., Martins, S. C., Salgado, P. R., Evangelista, B., Vasconcellos, E., Sano, E. E., Pavão, E., Luna, R., Martinelli, L. A. 2015. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil, *Biogeosciences*, 12, 4765-4780.

Hawkes, C. V., Wren, I. F., Herman, D. J., Firestone, M. K. 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters*, 8: 976-985.

Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M. P., Silva, F. J., Azevedo, I. N. C., Marinho, M. S., Albuquerque, A. M. S., Lopes, A. O., Moreira, S. P. 2004. Impact of invasive alien Grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and distributions* 10:99-103.

Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33:29-36.

Högberg, P. 1997. ¹⁵N natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist* 137:179-203.

Howarth, R. & Marino, R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.* 51, 364-376.

Hughes, R. E. & Vitousek, P. M. 1993. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Oecologia* 93:557-563.

Hughes, R. E., Kauffman, J. B., Cummings, D. E. 2002. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land use gradient in Rondonia, Brazil. *Ecosystems* 5:244-259.

Ishikawa, T., Subbarao, G. V., Ito, O., Okada, K. 2003. Suppression of nitrification and nitrous oxide emission by the tropical grass *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil*. 255: 413-419.

Jacobi, C. M., Carmo, F. F., Vincent, R. C., Stehmann, J. R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 16: 2185-2200.

James, J. J. 2008. Leaf nitrogen productivity as a mechanism driving the success of invasive annual grasses under low and high nitrogen supply. *J Arid Environ.* 72:1775–1784.

Klein, C. & Ladeira, E. A. 2000. Geochemistry and petrology of some Proterozoic banded iron-formations of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Economic Geology* 95: 405-428.

Kuzyakov, Y., & Xu, X. 2013. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: mechanisms and ecological relevance. *New Phytol.* 198(3):656-69.

Lannes, L. S., Bustamante, M. M. C., Edwards, P. J., Venterink, H. O. 2015. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-)limited by different nutrients 2015. *Plant and soil*.

Lange, M., Habekost, M., Eisenhauer, N., Roscher, C., Bessler, H., Engels, C., Oelmann, Y., Scheu, S., Wilcke, W., Schulze, E. D., Gleixner, G. 2014. Biotic and abiotic properties mediating plant diversity effects on soil microbial communities in an experimental grassland. *PLoS ONE* 9(5): e96182.

Laungani, R. & Knops, J. M. H. 2009. Species-driven changes in nitrogen cycling can provide a mechanism for plant invasions. *PNAS* 106: 12400–12405.

Leishman, M. R. & Thomson, V. P. 2005. Experimental evidence for the effects of additional water, nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstone soils. Sydney, Australia. *Journal of Ecology.* 93: 38—49.

Levine, J. M., Villa, M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K., Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of invasive species. *Proceedings of the Royal Society B* 270:775–781.

Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10:689-711.

Mangla, S., Sheley, R. L., James, J. J., Radosevich, R. S. 2011. Intra and interspecific competition among invasive and native species during early stages of plant growth. *Plant Ecology* 212:531-542.

Maquere, V., Laclau, J. P., Bernoux, M., SaintAndre, L., Gonçalves, J. L. M., Cerri, C. C., Piccolo, M. C., Ranger, J. 2008. Influence of land use (savanna, pasture, Eucalyptus plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *Eur. J. Soil Sci.*, 59:863-877.

Marrs, R. H. 1993. Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. *Advances in Ecological Research* 24: 241-300.

Matias, S. R., Pagano, M. C., Muzzi, F. C., Oliveira, A. C., Carneiro, A. A., Horta, S. N., Scotti, M. R. 2009. Effect of rhizobia mycorrhizal fungi and phosphate-solubilizing microorganisms in the rhizosphere of native plants used to recover an iron ore area in Brazil. *European Journal of Soil Biology* 45:259-266.

Matzek, V. 2011. Superior performance and nutrient-use efficiency of invasive plants over non-invasive congeners in a resource-limited environment. *Biological Invasions* 13 (12), 3005-3014.

McKinley, D. C. & Blair, J. M. 2008. Woody plant encroachment by *Juniperus virginiana* in a mesic native grassland promotes rapid carbon and nitrogen accrual. *Ecosystems* 11:454–468.

Messias, M. C. T. B., Leite, M. G. P., Neto, J. A. A., Kozovits, A. R., Tavares, R. 2013. Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. *Folia Geobotanica* 48: 509–521.

Meyer, J.-Y. 2004. Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of Eastern Polynesia. *Pacific Science* 58(3): 357-375.

Mistry, J. & Berardi, A. 2005. Assessing fire potential in a Brazilian savanna nature reserve. *Biotropica* 37 (3): 439–451.

Moraes, R. M., Delitti, W. B. C., De Vuono, Y. S. 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian tropical forests. *Revista Brasileira de Botânica* 22(1): 9-16.

Moreno, M. I. C. & Schiavini, I. 2001. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). *Revista Brasileira de Botânica* 24 (4, suplemento): 537-544.

Mourão, A. & Stehmann, J. R. 2007. Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 58:775-786.

Nacry, P., Bouguyon, E., Gojon, A. 2013. Nitrogen acquisition by roots: physiological and developmental mechanisms ensuring plant adaptation to fluctuation resource. *Plant and Soil* 370, 1–29.

Neill, C., Melillo, J., Steudler, P. A., Cerri, C. C., Moraes, J. F. L., Piccolo, M. C., Brito, M. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, v.7, p.1216-1225.

Nordin, A., Hogberg, P., Nasholm, T. 2001. Soil nitrogen form and plant nitrogen uptake along a boreal forest productivity gradient. *Oecologia* 129:125-132.

Oliveira, R. S., Galvão, H. C., Campos, M. C. R., Eller, C. B., Pearse, S. J., Lambers, H. 2015. Mineral nutrition of campos rupestres plant species on contrasting nutrient-impooverished soil types. *New Phytologist*. 205:1183–1194.

Pagano, M. C., Utidab, M. K., Gomesb, E. A., Marriellb, I. E., Cabelloc, M. N., Scotti, M.R. 2011. Plant-type dependent changes in arbuscular mycorrhizal communities as soil

quality indicator in semi-arid Brazil. *Ecological Indicators* 11: 643–650.

Pinheiro, E. F. M., Lima, E., Ceddia, M. B., Urquiaga, S., Alves, B. J. R., Boddey, R. M. 2010. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sugarcane plantation in the Brazilian Atlantic forest region. *Plant Soil*, v.333, p.71-80.

Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça. 2007. Governo do Estado de Minas Gerais. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD. Instituto Estadual de Florestas – IEF.

Pons, T. L., Perreijn, K., Van Kessel, C., Werger, M. J. 2007 Symbiotic nitrogen fixation in a tropical rainforest: ^{15}N natural abundance measurements supported by experimental isotopic enrichment. *New Phytologist*. 173(1):154–167.

Reis, F. B., Simon, M. F., Gross, E., Boddey, R. M., Elliot, G. N., Neto, N. E., Loureiro, M. F., Queiroz, L. P., Scotti, M. R., Chen, W. M., Noren, A., Rubio, M. C., Faria, S. M., Bontemps, C., Goil, S. R., Young, J. P. W., Sprent, J. I., James, E. K. 2010. Nodulation and nitrogen fixation by *Mimosa* spp. in the Cerrado and Caatinga biomes of Brazil. *New Phytologist* (2010) 186: 934–946.

Resende, M. A., de Castro Rezende, G., Viana, E. M., Becker, T. W., Warscheid, T. H. 1996. Acid production of fungi isolated from stones of historical monuments of state of Minas Gerais, Brazil. In: Second LABS (Latin American Biodeterioration Symposium), Gramado, Brazil, p. 65-67.

Rizzini, C. T. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil; aspectos sociológicos e florísticos*. São Paulo: HUCITEC/USP, 374p.

Scotti, M. R., Teles, I., Teixeira, A. P., Freitas, I. Ribeiro, B., Muguet, N., Uber-Buceck, E. 2012. The Invasiveness of the Grass *Melinis minutiflora* is Favoured by Fire and Displaces the Endemic Species in Braz. *Conference of Terrestrial Invasive Plants*, p 34. Canada.

Schaefer, C. E. G. R., Fabris, J. D., Ker, J. C. 2008. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review. *Clay Minerals*, v. 43, n. 1, p. 137-154.

Smith, P., Powlson, D. S., Glendining, M. J., Smith, J. U. 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, v.4, p.679-685.

Spier, C. A., Oliveira, S. M. B., Rosiere, C. A. 2003. Geology and geochemistry of the Aguas Claras and Pico Iron Mines, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Mineral. Deposita* 38, 751–774.

Spier, C. A., Oliveira, S. M. B., Sial, A. N., Rios, F. J. 2007. Geochemistry and genesis of the banded iron formations of the Caue Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Precambrian Res.* 152, 170–206.

Suding, K. N., 2013. A leak in the loop. *Nature* 503: 472-473.

Sylvester-Bradley, R., Mosquera, D., Mendez, J. E. 1988. Inhibition of nitrate accumulation in tropical grassland soils: effect of nitrogen fertilization and soil disturbance. *J. Soil Sci.* 39, 407–416.

Templer, P. H., Mack, M. C., III, F. S. C., Christenson, L. M., Compton, J. E., Crook, H. D., Currie, W. S., Curtis, C. J., Dail, D. B., D'Antonio, C. M., Emmett, B. A., Epstein, H. E., Goodale, C. L., Gundersen, P., Hobbie, S. E., Holland, K., Hooper, D. U., Hungate, B. A., Lamontagne, S., Nadelhoffer, K. J., Osenberg, C. W., Perakis, S. S., Schleppei, P., Schimel, J., Schmidt, I. K., Sommerkorn, M., Spoelstra, J., Tietema, A., Wessel, W. W., Zak, D. R. (2012), Sinks for nitrogen inputs in terrestrial ecosystems: a meta-analysis of ¹⁵N tracer field studies. *Ecology*, 93: 1816–1829.

Toledo, J. M., Schultze-Kraft, R. 1982. Metodología para la evaluación agronómica de pastos tropicales. In: Toledo, J.M. (ed.). *Manual para la evaluación agronómica*. Red Intercional de Evaluación de pastos Tropicales (RIEPT), Centro Internacional de agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia, 91-110.

Unkovich, M. J., Herridge, D. F., Peoples, M. B., Cadisch, G., Boddey, R. M., Giller, K. E. et al. 2008. Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems. ACIAR, Canberra Australia.

Viana, P. L. & Lombardi, J. A. 2007. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, v. 58, n. 1, p. 159-177.

Vincent, C. & Meguro, M. 2008. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. *Revista Brasil. Bot.*, 31: p.377-388.

Virginia, R. A. & Delwiche, C. C. 1982. Natural Abundance of Presumed N₂-Fixing and Non-N₂-Fixing Plants from Selected Ecosystems. *Oecologia (Berl)* 54:317-325.

Vitousek, P. M., Walker, L. R., Whiteaker, L., Mueller-Dombois, D., Matson, P. 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science* 238:802–804.

Vitousek, P. M., Walker, L. R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59:247-265.

Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem ecology. *Oikos* 57:7–13.

Xu, G. H., Fan, X. R., Miller, A. J. 2012. Plant nitrogen assimilation and use efficiency. *Annual Review of Plant Biology* 63, 153–182.

Yelenik, S. G., D'Antonio, C. M. 2013. Self-reinforcing impacts of plant invasions change over time. *Nature*, 502: 517-520.